

国际环境工程先进技术译丛

Springer

废弃物能源化——发展和变迁经济中机遇与挑战

Waste to Energy: Opportunities and Challenges for Developing and Transition Economies

[希] Avraam Karagiannidis 主编

李晓东　严密　杨杰　译





机械工业出版社
CHINA MACHINE PRESS

国际环境工程先进技术译丛

废弃物能源化

——发展和变迁经济中机遇与挑战

[希] Avraam Karagiannidis 主编
李晓东 严密 杨杰 译



机械工业出版社

图书在版编目（CIP）数据

废弃物能源化：发展和变迁经济中机遇与挑战/（希）卡拉基恩尼迪（Karagiannidis，A.）主编；李晓东，严密，杨杰译. —北京：机械工业出版社，2014. 11
（国际环境工程先进技术译丛）
书名原文：Waste to energy opportunities and challenges for developing and transition economies
ISBN 978-7-111-47827-0

Ⅰ. ①废…　Ⅱ. ①卡…②李…③严…④杨…　Ⅲ. ①废物处理②废物综合利用　Ⅳ. ①X7

中国版本图书馆 CIP 数据核字（2014）第 200312 号

机械工业出版社（北京市百万庄大街 22 号　邮政编码 100037）
策划编辑：牛新国　责任编辑：闫洪庆
版式设计：霍永明　责任校对：张　薇
封面设计：马精明　责任印制：李　洋
北京振兴源印务有限公司印刷
2014 年 11 月第 1 版第 1 次印刷
169mm×239mm · 18. 75印张 · 392千字
0001—2500 册
标准书号：ISBN 978-7-111-47827-0
定价：88. 00 元

凡购本书，如有缺页、倒页、脱页，由本社发行部调换

电话服务	**网络服务**
社服务中心：（010）88361066	教材网：http：//www. cmpedu. com
销售一部：（010）68326294	机工官网：http：//www. cmpbook. com
销售二部：（010）88379649	机工官博：http：//weibo. com/cmp1952
读者购书热线：（010）88379203	**封面无防伪标均为盗版**

本书共15章，根据其内容可分为两大部分，第1部分包括第1～8章，着重介绍了城市废弃物从管理方案设计到优化模拟运行，从热能系统利用到具体的厌氧消化、气化及共处置技术，从能源化工厂的模拟运行到热电联产的投资决策，涉及废弃物能源化、资源化利用过程中的方方面面，反映了废弃物处理与资源化领域的发展现状和趋势。

第2部分包括第9～15章，详细介绍了发展中国家，尤其是东欧、波罗的海区域国家的废弃物处置政策、行业技术发展现状和具体的案例分析；此外对毛里求斯、越南和巴西的废弃物能源化利用现状和前景进行了阐述；最后一章基于全球可持续发展视角探讨了废弃物的产生与处置。

本书可作为从事废弃物处置政策制定、规划、设计、运营，以及致力于城市卫生、能源工程和居住环境工作的管理人员和研究人员，以及相关专业本科生、研究生的重要参考书。

译　者　序

改革开放30多年来，随着经济和社会的快速发展，我国废弃物的产生量迅速增加，废弃物的快速有效无害化处置成为和谐社会建设及可持续发展的核心内容。译者从事固体废弃物减量化、无害化、能源化利用研究多年，见证了我国在生活垃圾无害化处理和能源化利用技术的进步和应用推广方面的成绩，同时也深刻理解我国生活垃圾能源化利用，尤其是焚烧发电推广工作依然面临的技术性和社会性难题和瓶颈。译者认为我国需要结合自身国情，包括人口数量及地域分布、土地供需、经济水平等因素，走一条具有中国特色的生活垃圾能源化清洁利用道路。过去我们一直关注发达国家生活垃圾处置的历史、现状及经验，试图从中找到适合我国生活垃圾处置的方案。同时我们也应关注其他发展中国家在生活垃圾能源化利用方面的现状和经验，相信对我国也会有所启发和帮助。译者非常愉快受邀主持本书的翻译工作，同时也感到非常荣幸。

本书不仅涉及了焚烧、气化提质、厌氧消化、热电联产和水泥窑共处置等多种垃圾能源化和资源化利用技术，同时也覆盖了希腊、巴西、越南、毛里求斯、波罗的海地区及东欧诸多国家在废弃物处理上的现状和最新成果，此外还介绍了废弃物管理方案设计和优化，能源化工厂的模拟运行和投资决策，涉及废弃物无害化、资源化、能源化利用的整个相关产业链。相信对从事废弃物处置政策制定、规划、设计、运营，以及致力于城市卫生、能源工程和居住环境工作的学者和管理人员具有重要参考价值，从本书中得到帮助和启发。

本书由李晓东担任主译，负责翻译工作的组织和统稿，由严密和杨杰负责初译及校对工作。

感谢本书各章原作者的研究和编写工作，对本书出版给予大力支持的其他学者和朋友在此一并向他们表示感谢。

本书译者长期工作在教学和科研第一线，具有深厚的专业基础和较好的国际视野，但疏漏和不足仍在所难免，恳请读者批评指正。

译　者

原书前言

许多国家虽已被认为超越了发展中国家的范畴，但其具有的废弃物处理系统仍严重依赖填埋（包括工程规范和非工程规范）、分散式低水平回收和堆肥，缺少废弃物能源化利用的整体方案与示范案例，因而从达到或满足世界上最先进的工程、健康和安全标准要求的角度来看，这些国家尚有显著的提升空间。

本书主要介绍了废弃物能源化广泛采用的方法和技术，包括焚烧、热解、气化、厌氧消化以及混合焚烧等，共15章，涉及发展中国家及废弃物处置系统能源化利用相关的各个方面。

在此感谢所有本书作者专业的工作和付出，特别要感谢Stamatia Kontogianni女士在此书编辑过程中的全力支持和帮助。

目　　录

第 1 章　废弃物材料化利用：长期选择

Philip Nuss，Stefan Bringezu，Kevin H Gardner

摘要：废弃物管理是全球城市化面临的最大挑战之一。技术先进的经济体产生大量有机废弃物，大部分都被填埋处理掉。未来，高效利用含碳废弃物及其他废弃物将减少对包括生物质在内的原始材料需求，同时也可减少大气的碳排放以减缓气候变化。在生命周期终端，含碳废弃物不应只是能源化利用，更应该通过技术实现碳回收使之成为原料。热转化和生化转化技术可实现有机废弃物转化为化学原料和多种聚合物。合成材料可实现更闭合的物料循环，减少对化石和生物基材料的依赖。本章总结了可行的碳回收方法，研究如何长期使用这些技术方法来在工业化国家及发展的新兴经济体中加强废弃物管理。本章利用案例分析，总结了利用有机废弃原料进行费-托合成气化反应（FTS）生成高密度聚乙烯（HDPE）的全系统全球变暖潜力（GWP）和累计能量需求（CED）。研究结果显示考虑到废弃物填埋产生的温室气体（GHG）排放，有机废弃物原料化利用是有利的。

1.1　废弃物管理实践的发展和社会工业的升级

1.1.1　废弃物产生和管理的发展

从史前时代开始，人类活动就会产生那些低价值或无用的废弃材料。在早期，由于人口少，有足够的土地去消纳这些废弃物，废弃物的处理未造成显著问题。然而随着人口的增加，村庄和社区逐渐建立，大量废弃物的积累造成了严重的后果[62]。此后，材料的需求和消耗快速增加，这不仅归因于全球人口的大量增加，同时也因个人消费品和资产的巨大增加，尤其是在富足的国家。同时受益于技术的发展，废弃物处置产生的问题逐步纳入考虑。

现今美国人均每年产生城市生活垃圾（MSW）量约为 745kg[20]，欧盟 27 国的平均产生量为 522kg/(人・年)[23]。现代人类在他们的工作和生活里，大概消耗 30 ~ 75t/(人・年) 的材料[7]。在这些消耗的材料中，平均 90% 的生物质和超过 90% 的不可再生材料在制造消费者需要的产品过程中被废弃[40]。虽然材料利用率会越来越高，但是没有证据显示材料总消费量会降低[8]，因此将会有更多的废弃物产生[10]。虽然发展中国家产生的废弃物相对工业化国家还比较少，但废弃物管理同样缺乏[27]。经济快速增长和随着收入较低或中等地区生活水平的提高，必将加速废弃物的产生，同时废弃物组分将更加复杂和多样化。

科学合理的废弃物管理是21世纪各国面临的一大重要挑战[66]。传统上，城市生活垃圾管理包括收集、运输、资源回收、再生和处置。垃圾管理的初级目标是保护居民人口健康，提高环境质量，可持续发展和为经济生产提供支持[27]。另外，气候变化让人更加重视生物降解废弃物，如餐厨垃圾和花园废弃物，这些废弃物在填埋后会在厌氧环境下产生具有强烈温室效应的甲烷气体。根据美国环境保护署，废弃物综合管理主要有四种手段：①源头减量，包括再利用，②回收和堆肥，③燃烧（发电或产热）和④填埋[38]。一个可持续的废弃物管理体系案例由丹麦和日本提出，该体系由多种技术和机制在一个明确的政策下灵活作用[66]，这样的可持续废弃物管理系统设计模拟了生态系统的运作。从系统角度分析帮助确定在某个行业被认为是无用的而在另外行业可作为原料的废弃物。

1.1.2　可持续废弃物管理的未来远景

生态系统给出了可持续发展系统的最好例子[19]。工业生态中的一个核心原则是工业系统使用的物料，能够以循环方式提炼和代谢，由可再生能源的梯级利用来驱动[2]。废弃物的重新利用是减少原料需求和减少环境压力的一项重要措施[22]。然而，城市废弃物流中如金属、塑料和纸张等废弃物成分的回收率非常不同，甚至在工业化国家之间也存在较大的差异。如2007年德国25%的生活垃圾被填埋和焚烧[17]，而2008年美国有67%的生活垃圾被堆放处置[20]。此外，欧盟填埋指令要求减少可生物降解废弃物填埋处置的比例（包括德国），但是在美国却有大量的有机废弃物被运到填埋场填埋。虽然这些有机废弃物富含碳元素，能够通过热和生物处理转化为有用的材料（碳回收），但现实是有机废弃物仍被填埋处置。

碳回收的概念是指，通过传统的焚烧（回收热）、厌氧消化和填埋（生产生物气或填埋气）等方法和技术利用储存于生物废弃物中的碳使其免于直接释放进入大气，废弃物中蕴含的碳应该被视作一种有利用价值的资源[6]。相反，碳捕集和储存这种情况常常发生在资源链源头（如在石油开采现场减少化石温室气体的排放），碳捕集和再利用将会得到进一步的发展并在社会工业的更新换代中得到应用。特别是利用气化技术生产合成气或利用厌氧消化技术生产沼气（甲烷）㊀。合成气和沼气能够作为费-托反应所需的碳原料以制备基础化合物，如费-托反应制备石脑油和其他多种化合物及燃料。此外，利用水解和发酵反应能够产生大量的基础化学物质。

当来自于废弃物的燃料（费-托柴油、甲醇和乙醇等）在燃烧设备中氧化，这些碳（在废弃物原料初始捕集部分）被重新排放进入大气。假设通过这种方法的环境整体负荷要小于传统的化石燃料生产过程，那么这种工艺路线将有助于减轻环境压力。然而，这种闭合循环使用碳作为燃料的方法在社会工业中仍是一种线性过程，依

㊀ 另外，未来其他回收技术像空气捕集合成树，该技术由美国哥伦比亚大学的 Klaus Lackner 教授研发，利用阴离子树脂制备吸收器表面（树叶）捕集空气中的CO_2[39]，有可能成为未来化学合成需碳的来源。——原书注

赖于有多少废弃物原料可用[6]。

相反，如果用于塑料生产的合成材料能够人工合成，那么碳将以有用的形式保存更长久，同时也可作为技术领域的耐用品。这些塑料产品将能够在使用后重新产生能量或作为合成气的原料，而停留在利用链上。图 1-1 揭示了碳回收的概念，将有机废弃物作为费-托反应合成聚乙烯的原料。

图 1-1　碳回收：通过费-托合成反应利用有机废弃物。有机废弃物能通过传统的气化和费-托反应生成石脑油（也包括费-托柴油和电力及热能）。费-托石脑油可通过常规的蒸汽裂化转化为石蜡。聚乙烯（PE，PP）和其他聚合物（PET，PVC，PS 等）通过聚合反应产生，并用于制造塑料产品。在生命周期终端，可通过分解或重新利用（推荐能量消耗少和资源回收密集的方法而不是通过费-托反应），甚至通过气化实现能量及碳的再次回收，实现一个闭合循环

从环保角度来看，相对于原始的绿色生物质，废弃物的利用具有不直接占用土地、收集和处理系统已经到位等优势。另外，热处置（如气化）具有更大的优势，能实现减容、消除传染，浓缩聚集某些有毒的元素（如镉），这些有毒元素被集中在气化产生的灰渣中㊀。

为了同传统废弃物管理方法进行比较，以下用一个综合全面的系统分析来评价碳回收的全生命周期表现。

1.2　碳回收和高效资源利用

1.2.1　碳回收的典型路径

有机废弃物是指含碳废弃物组分，能够作为热化学和生化反应的原料。这些物质包括：

㊀　从废弃物中消除有毒物质产生含多种有毒物的灰渣，将来可能实现灰渣中金属的回收。——原书注

- 可生物降解的城市生活垃圾（BMSW）。
- 城市塑料废弃物。
- 建设和拆迁（C&D）过程产生的生物质。
- 液状废弃物（如生活污水污泥）。

BMSW包括所有可以生物降解的垃圾组分，包括食品垃圾、纸张、纸板、庭院废弃物和树木废弃物。这些纤维素和半纤维素能够作为发酵水解或者厌氧消化的原料（餐厨垃圾、绿色有机垃圾、纸张和纸板）。塑料废弃物包括利用化石塑料㊀生产的耐用商品，如PE、PP和PET等。C&D是那些来自新建筑建造，修缮过程，包括处理和未处理的木头碎片。有机液状废弃物包括市政污泥，如生活污水污泥、动物废弃物，这些废弃物能够通过厌氧消化或者干化后气化。另外，工业有机废弃物原料会比市政废弃物更有用，更稳定和均匀。

有机废弃物能够通过生化和热化学转化成为交通燃料、化学生产和生物能源的原料。当前的生物精炼技术主要关注木质纤维素的利用，这些木质素主要来源于农业和林业，作为生产生物燃料和化学品的第二代原料，且对有机废弃物作为原料的关注度越来越高。生化过程可以利用厌氧消化或水解反应来打开生物质中的多糖结构（木质素）。另外可行的热化学过程能够用作生物质原料的脱水和挥发干燥，其在生物精炼研究上发展迅速，预计商业生产设备将在不久的将来得到实践[26]。图1-2给出了有机废弃物可能的转化技术途径。粗线条显示了较受关注的有机废弃物作为工业合成原料的技术路线，如聚合塑料生产。

总之，当有机废弃物含水量较低时，热化学方法包括气化技术优于生物方法；但当有机废弃物含水较高时，生化转化技术具有更好的适用性[35]。

1.2.1.1 热化学处理（“干”碳回收）

热化学转化生产燃料和化合物可采用热解或气化法。热解是在缺氧的环境下热处置生物质，产生生物油、气体和生物焦炭。气化发生在高温和受控氧环境下，产生富含氢气和一氧化碳的合成气。热解和气化的中间产物通过多种催化反应都具有作为燃料和化学合成原料的可能（如费-托反应）（见图1-3）。

1.2.1.2 生化处理（“湿”碳回收）

生化转化利用酸或酶将生物质中碳氢化合物催化转化（半纤维素和纤维素）生成中间糖体，这些糖可进一步发酵生成乙醇和其他产物。剩下的木质素不能通过生物转化法利用，可通过燃烧进行产热或发电，或利用热化学转化生产额外的燃料和化学物。

㊀ 在热化学转化工艺初始阶段，利用传统的化石塑料作为生产合成气以及利用乙醇石蜡转化法和费-托合成法制备大量的塑料。然而，这套工艺是利用回收塑料通过气化方法生产新的塑料，说明原料将逐渐地由化石来源塑料向废弃物来源塑料转化（假设在将来的几十年内，化石来源塑料作为原料将变得非常少见）。同时这些塑料将逐渐淡出，因其将逐渐不适合作为原料，或作为回收方法的终端产物。——原书注

厌氧消化是一种发酵技术，产生以 CH_4 和 CO_2 为主的沼气，但往往携带 H_2S、H_2O、NH_3、硅氧烷和颗粒。厌氧消化发生在填埋过程（产生填埋气）、沼泽地、湿地和化粪池[69]。CH_4 用于能源生产可通过对沼气重整后得到。如同热化学过程中的连续反应步骤一样，合成气也可以通过蒸汽重整制成。合成气能够用于甲醇和费托石脑油的生产（见图 1-3）。直接石蜡生产可通过对生物气氧化耦合重整得到（见图 1-2）。

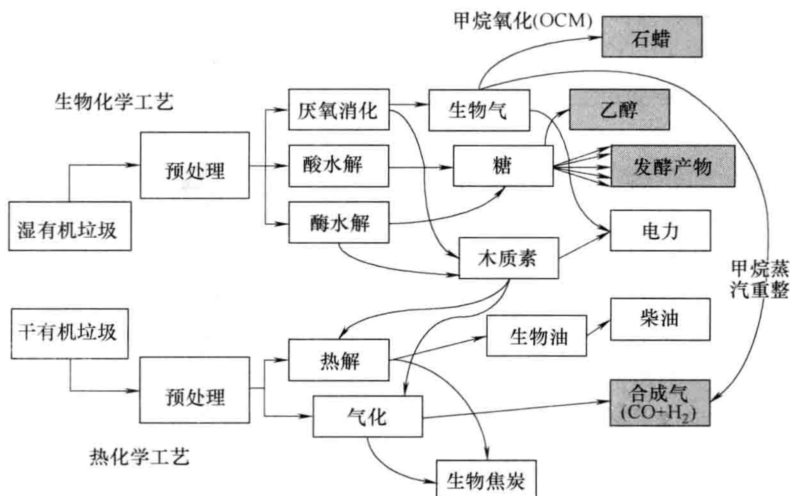


图 1-2　有机废弃物利用的多种转化技术[26]。高含水的有机废弃物通过生化方法如厌氧消化或酸/酶水解来实现处置利用。厌氧消化能够产生含 CH_4 和 CO_2 的沼气，并可转化为合成气。水解产生糖，同时糖可以发酵生成多种基础化学物质。热化学方法主要指利用气化和热解将干燥的废弃物转化为合成气，合成气作为后续更多化合物的中间产物（见图 1-3）。需要指出的是热化学方法相对于厌氧消化和水解发酵能够利用更多的废弃物，包括 BMSW，塑料，C&D 废弃物。图中粗线条显示了生产基础化学物质和聚合物较为关注的方法，可实现梯级利用和碳回收

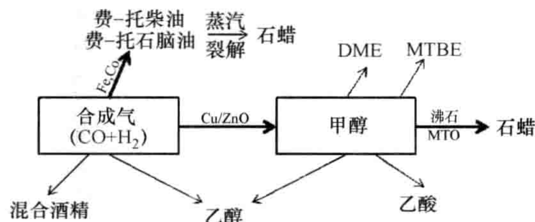


图 1-3　合成气在多种催化剂的作用下可能生成的化学物质[60]。合成气作为工业原料可生产多种化学物。考虑到梯级利用中的耐用商品，费-托合成和乙醇-石蜡途径特别受重视。两者都能生产石蜡，并且用于聚乙烯的生产

1.2.2　化学物和聚合物生产途径：什么是潜在可能的

热化学转化和生化转化均能利用有机废弃物生产多种基础化学物和大量的聚合塑料。重点关注基础化学物用于合成材料而不是燃料的原因是其可以更加高效的梯级利

用，首先可生产具有耐用性的商品（聚合塑料），然后才是生命周期终端的能源回收。气化和发酵在聚合物生产过程中存在互补。然而，气化具有更明显的优势，如能够利用更多的有机废弃物（不仅包括木质素，还包括塑料和C&D废弃物），可直接从合成气中而不是有机废弃物中去除有毒有害物质。

传统方法利用自然复杂大分子物质，如淀粉、纤维素作为原料生产生物聚合物，而现在聚合物工业转而开始重视基于可再生材料的聚合反应。关键聚合物的基础材料包括醇类物如甲醇（C_1）、乙醇（C_2）用于生产聚乙烯和聚乙烯聚合物，甘油（C_3）作为基础原料生产聚亚安酯，C_3 ~ C_6 羧酸（如乳酸、丁二酸和衣康酸）以及芳醛（如甲基-5-羟基-糠醛，HMF，C_6）和费-托石脑油（C_5 ~ C_{12}）。替代传统的利用化石燃料生产塑料制品和发展新型的利用生化和热化学转化生产基础原料在战略上存在差异。

在当前的产业里，乙烯和丙烯及其衍生物作为聚乙烯、聚丙烯、环氧乙烷、苯乙烯、聚氯乙烯和其他链式化学物的生产原料在塑料工业中占据支配地位[53,59]。低碳烯烃其产量超过1.5亿t（如乙烯和丙烯），用于生产塑料、纤维和其他化学物，也是当前最重要的基础石化原料[54]。从这个方面考虑，甲醇制备烯烃工艺（MTO），费-托合成（FTS）制备费托石脑油和生物气合成烯烃工艺（不管是蒸汽重整还是氧化耦合）都提供了从有机废弃物生产烯烃的未来可行路径。MTO和甲醇制备乙酸方法都已很好的建立。费-托石脑油作为基础化学物扮演着非常重要的角色，可以生产出包括聚合物基础原料在内的众多化学物。

1.2.3 城市生活垃圾原料质量问题

垃圾作为发酵和气化原料，其质量在预处理和转化设备设计方面非常关键。发酵和厌氧消化的难点是如何将BMSW从其他垃圾组分中分离出来，而气化需要具有高价值、高能量密度的干燥原料，以及后续净化处理。原料质量和可用性的变化以及处置费用和处理方法的相互竞争，如回收、堆肥、能源转化和填埋气利用等，均是后续值得关注的问题。

生活垃圾的组分在不同国家之间以及相同国家不同地区（城市和农村）之间存在显著的差异。垃圾组分差异的原因很多，包括不同的消费习惯、饮食习惯、垃圾处置方式以及国家的经济发展水平[33]。对于转化利用设备而言，垃圾组分的多样性是最大的挑战之一。垃圾随时间的变化是多数处理设备面临的问题和困难㊀，设备运行情况取决于设备对垃圾组分变化和不同垃圾的适应性和灵活调节性。面对这些困难和问题，目前采取的应对方法有：现场存放、混合、破碎、压缩和打包成型，结合材料回收设备得到更加均质的废弃物原料[33]。

城市生活垃圾作为燃料和化学物生产原料研究已经得到了广泛开展和报道[1,11,25,29-42,44,47,48,56-58,67,69,70]。针对生化转化技术（水解和发酵）的研究显示通过优化

㊀ 废弃物随时间的变化主要由于季节等原因家庭改变生活方式（如夏天庭院废弃物较多）；圣诞节和假期等特殊时间；等等。——原书注

BMSW 的预处理和水解过程，超过 85% 的纤维素能转化为葡萄糖[43]，进而葡萄糖能够通过发酵制成乙醇和其他化学品。根据垃圾的组分，预处理主要使用稀硫酸或者稀盐酸，再利用酶水解、蒸汽和压力预处理，这些方法目前都得到了研究。然而，某些化学物（如生物表面活性剂和杀虫剂）存在于原料中，如果不能去除，将会抑制酶水解或发酵，致使中间产物产量非常低[44]。大部分与 BMSW 发酵相关的研究主要集中在可作为交通燃料的乙醇生产方面。所有上述考察城市生活垃圾转化的研究目前均处于实验室及中试水平，因此，到目前为止还没有商业运行的采用水解联合发酵技术的企业。

与发酵相反，热解和气化技术已经广泛应用于垃圾原料处置中。如 2001 年，22 个国家的 110 家企业采用了气化或热解的方法年处理垃圾 500 万吨[33]。大部分集中在生活垃圾和干燥废弃物的能源化利用。当然目前也出现了多种技术将有机废弃物转化为生物燃料。这些技术能够利用各种各样的废弃物原料，包括 C&D 生物质和塑料垃圾。

BMSW 的厌氧消化（AD）在欧洲已经发展较好，在加拿大、日本、澳大利亚和其他国家也逐渐建设了一些设施[52]。AD 系统主要应用在污水处理厂的污泥处理、稳定化，以及污水排放前的预处理。有部分设施应用于动物饲养厂以减少动物排泄物对环境的影响，也用于制备沼气。生活垃圾的有机废弃物组分，食物残余和庭院废弃物等 BMSW 也能够在厌氧消化器中处理。因此，厌氧消化成为了一种可供商业化选择的发酵技术。欧洲的技术广泛采用了预处理和后消化的工艺单元，包括可视化人工或机器分拣、大块物以及有害物的移除，颗粒物的减少和分离（具体见参考文献［52］），不过这些单元增加了技术成本。

气化技术优于生物转化技术，主要由于将大量存在于生物可降解组分中的污染物（碱性金属、卤化物、硫化气体和焦油）能够在其参与催化反应（费-托合成）生成中间产物之前从合成气中去除（相对于生化转化过程的分选和生物质蒸汽清洗），如果不能去除，这些污染物会使贵金属催化剂中毒。另外，气化可利用废弃物中的木质素和纤维素及半纤维素，同时也可以利用塑料和 C&D 等废弃物。

不同于利用木质纤维素作为生物燃料和生物材料的优点，城市生活垃圾利用有机废弃物的优点是具有一个良好的收集和运输基础系统，这些都将降低成本。相对于农业废弃物和能源作物具有季节性，BMSW 提供了一个常年稳定的物料源，用于生化和热化学转化工艺。城市生活垃圾的主要成分是有机废弃物，对其妥善利用可降低温室气体（CO_2、CH_4）的排放和减少土地占用（相对填埋），具有显著的环保效益。

1.2.4　发展中国家和新兴国家的应用潜力

垃圾气化、厌氧消化和发酵技术仍然处在发展阶段，其应用需要大量的投资，因此初始投资者有可能冒较大的风险，因为不能确定这些技术是否能够被市场接受和推广。气化技术也许能够在发达富裕国家承受得起而得到应用，如德国和美国，但短期内仍不适用于发展中国家，由于这些国家的居民收入较低，不能支付较高的废弃物管理和碳回收费用。一个适用于欧洲高热值垃圾的现代气化炉在发展中国家应用时，需要在高水分的垃圾中额外添加燃料。此外，投资成本，运行和维护经验也限制了该技术只适用于发展中和新兴国家的部分城市，因为这些城市需要具有先进的垃圾收集和

分拣系统。同时，没有在欧洲市场得到应用的垃圾转化技术在发展中国家应用的风险更大，因为这些技术需要一个良好的系统，该系统需要保证全年均有稳定量的垃圾收集和处理。因此，可以认为这些技术仅可首先应用在工业化国家和发展中国家的一些大型城市，这些城市的垃圾应含有大量的有机废弃物。

需要特别指出的是热转化工艺能够实现安全废弃物的联合处置，产生能源、燃料和化学物。欧盟 Habitat 数据表明，随意掩埋垃圾和庭院开放焚烧的垃圾将大大增加儿童患病的概率[65]。有机废弃物会污染地表、地下水，因此会给当地饮用这些水源的人造成健康风险。气化技术能够在高温下消灭有害的微生物，并且将有毒元素集中到灰渣中，因此在未来对发展中国家同样具有吸引力。另外，气化技术进料的普适性和兼容性可以使得有机废弃物和原生绿色木质一起作为气化的原料。该技术和工艺还可利用小型的分散转化设备来生产能量、燃料和化学物，而不需要建设大型的炼油厂和发电厂。

1.3 知识水平：垃圾作为热化学和生化转化技术的原料

1.3.1 发展中国家的资源潜力

在发展中国家，生活垃圾的生产和回收数据都比较欠缺[63]，甚至垃圾的总量和组分以及回收和利用的估计数据都没有。当数据缺失时，由于数据记录、收集方式和季节变化的不同，很难进行城市间的比较。近期参考文献[66]对发展中和转型国家中相当数量的城市进行了综述，该研究表明，GDP（国内生产总值）低的城市由于垃圾含水高，垃圾密度可以高达 400kg/m^3。对所有相关城市比较分析表明，有机废弃物是垃圾的重要组分。在发展中国家，垃圾中有机组分的质量含量在 50%~70% 范围内。低收入或中等收入国家的城市，有机物的含量相对较高（超过 45% wt），如开罗、克鲁日、利马、浦那和奎松城等㊀。

但是在工业化国家，有机废弃物的数值通常数倍于上述发展中国家。这是由于在这些国家中有机废弃物常用于堆肥、焚烧和厌氧消化生成能源，而发展中国家常将有机废弃物用于动物饲料（尤其是猪饲料）和堆肥用于土壤利用[66]。值得注意的是，在发展中国家非正规部门做了大部分和有机废弃物回收相关的工作，包括街头拾荒者、垃圾桶捡拾者、流动垃圾收购者和废旧市场及旧货店（只要这个产品市场存在）。不过，上述这些描述并不能完全代表对发展中国家有机废弃物现状的概括。在发展中国家里，食物废弃物仍有作为动物饲料的市场价值，但其堆肥产品已逐渐被化学肥料所代替。

图 1-4 展示了全世界多个城市的有机废弃物用于动物饲料、堆肥、土地利用的情况。从图中可以看到，仍然有很大部分的有机废弃物没有得到利用和处置，事实上这些没有被利用的部分完全可以作为热化学和生化转化技术的原料。

1.3.2 环境绩效评估：垃圾转化为化学品

目前只有少量的研究关注了全生命周期内垃圾生产燃料和化学品对环境的影响。

㊀ 具体可见参考文献[66]第 4 章的表 Ⅱ。——原书注

这些研究主要集中在热量、电力和燃料的生成，包括城市生活垃圾制成甲醇[5]、乙醇[12,34,61]和合成气[36]，所有这些产物都可作为化学合成的中间产物。甲醇能应用于甲醇烯烃（MTO）工艺，乙醇能转化为乙烯和大量的聚乙烯。合成气作为 MTO 和 FTS 工艺的基础化学物质，同时也可用于电力生产。

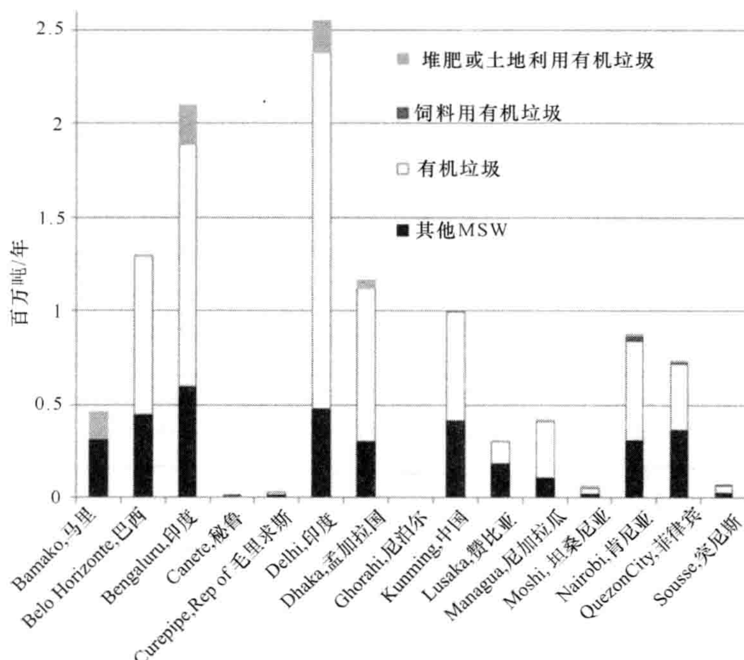


图 1-4　世界多个城市垃圾产生量和分布情况（数据来自于参考文献［66］）。如在印度的德里，每年产生 255 万吨的城市生活垃圾。大约 210 万吨含有有机物，其中的 8%（165565t）被堆肥和土地利用

这些研究显示城市生活垃圾中有机组分的能源化利用和资源化回收具有减少温室气体排放，减少化石能源消耗的优势，相对于常规利用和现行的废弃物管理方式（如填埋和焚烧）以及替代石化汽油用于交通运输。物料回收可通过发酵和气化实现基础化学品（合成气、甲醇和乙醇）生产。环境影响将取决于评判标准的设定以及恰当的比较方式（如填埋厂有无填埋气回收，废弃物有无统一收集和分类等），而关键工艺及其性能将在后续具体举例分析。

1.4　生活垃圾制成高价值产品

本节将利用一个案例分析介绍通过气化实现有机废弃物转化为化学原料的工艺过程。利用全生命周期评价（LCA）结合工艺路线来评价系统的全球变暖潜力（GWP）和累计能量消耗（CED）。案例前期使用的数据均来自于相关的文献，采用的材料、电力、能源运输、服务等基础数据来自于 Ecoinvent 数据库[18]、美国 LCI 数据库以及其他

报道的 LCI 数据源。SimaPro LCA 软件被用来计算产品的生命周期清单和影响评估。

1.4.1 案例研究：费-托反应将废弃物制成烯烃

1.4.1.1 方法

以下分析对比了传统炼制厂利用有机废弃物和常规的原油两种原料制造聚乙烯（PE）的过程。目的是从 GWP㊀和 CED 角度评估生产 1kg PE 所需的生命周期环境负载。这个分析基于美国垃圾收集现状、技术参数和背景数据，系统中的电力输入参数来源于美国电网系统㊁，全生命周期分析模型依据 ISO 14040 标准进行，且假设有机废弃物被有效处置，不考虑其处置过程的环境影响。利用城市生活垃圾作为原料是垃圾的一个转移过程，不同于其他原料需要培养（如生物质）。

城市生活垃圾收集如不考虑终端利用则意味着收集过程中环境压力没有显著变化，因此不计入 LCA 分析。然而，为了利用这些废弃物和将有机组分从城市生活垃圾分拣出来，垃圾中的原料需要在物料回收设备（MRF）（垃圾分类）中经过预分类和分拣过程㊂，在上述过程后还需进一步粉碎和干燥（见图 1-5）。

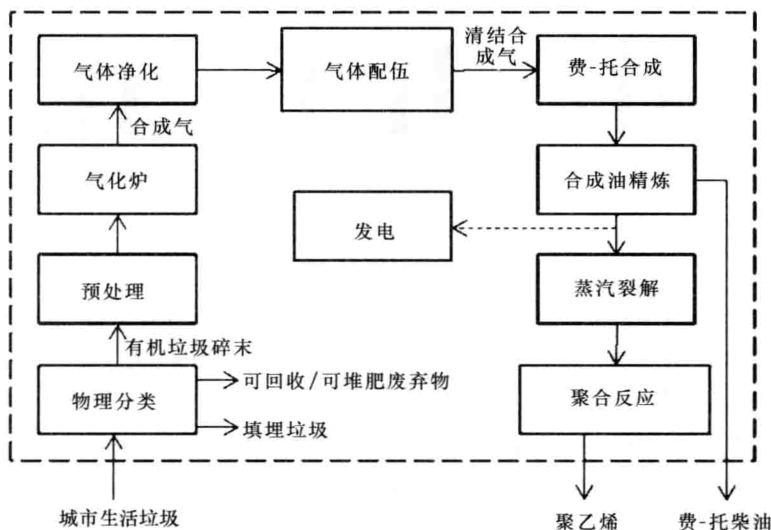


图 1-5 城市生活垃圾制备聚烯烃的生产工艺。混合生活垃圾进行物理分拣，通过分拣设备回收可利用部分并将部分可生物降解有机废弃物运到堆肥厂。剩下的有机废弃物经过预处理和气化转化成合成气，后续进行合成气净化和一定条件下的费-托合成。费-托合成的碳氢化合物种类很多，其中 $C_5 \sim C_8$ 的石脑油经过油品精提、蒸汽裂解和聚合反应转化为聚合烯烃

㊀ BMSW 原料中的生物碳部分不计入分析过程。——原书注

㊁ 模拟过程的中压电力数据来于 Ecoinvent 数据库。——原书注

㊂ Kalogo 等在参考文献[34]对垃圾分类是否应该包含在分析中做了一些讨论。一些作者认为此步骤不需包括在 LCA 分析中。他们指出 MSW 都是要分拣为不同垃圾组分的，由于材料回收的价值具有经济可行性而且法律也要求进行分选。——原书注

在这个系统中，城市生活垃圾首先将可回收组分分出，然后将其他组分剪切破碎成细颗粒，然后在气化前干燥。气化合成气经过净化去除其中的焦炭、粉尘、碱性物、苯系物（如苯、甲苯和二甲苯）和卤盐等，这些净化措施设计需要符合后续费-托合成反应的要求。全生命周期评价的六个主要步骤：分类（分选）、预处理（软性物质剪切/干燥）、气化/费-托合成、费-托油精炼、蒸汽裂化和聚合反应。上述工艺中所提及的技术均已在中试、示范工程（如气化系统）和实际运行系统（如石脑油蒸汽裂解炉）等应用。从垃圾分类厂到垃圾转化厂的运输距离设为50km。垃圾运输为28t级卡车。

模型分析中没有考虑进行填埋和焚烧的城市生活垃圾，也没有计算可重新利用的农林废弃物。虽然还没有利用有机废弃物作为原料的商业费-托合成厂，但原生城市生活垃圾、BMSW和衍生燃料（RDF）[28,30,33,49,51]转化成合成气的物质和能量平衡计算以及费-托合成原油[3,13,30-32,46,48]的数据均可以通过文献查阅得到。事实上，数个研究都显示RDF特别适合作为气化联合费-托合成工艺的原料[30,51]。

模型分析中假设不管是在源头或是在分类过程中（在此过程中铝、玻璃、铁和塑料均能得到回收）所有可进行填埋和焚烧的BMSW均能从剩余的垃圾中分拣出来。气化使用的BMSW组分和能量含量数值假设与美国平均水平相同，数据主要来自参考文献[20，62]。潮湿的MSW需要在分类车间进行处理，分类工艺模型见参考文献[9]，并假设电力可满足工艺所需的所有能量㊀。分析过程平均回收和利用率数据见参考文献[20]。能源消耗分配结果如下：软质BMSW（37%），可回收（玻璃、铁、非铁金属等，24%），可堆肥废弃物（9%）和其他（30%）。输入到转化厂的软质BMSW的热值可利用分类后的平均数值来计算得到（11.588MJ/kg，湿BMSW）。BMSW的组成是纸张和纸板（38%）、木头（16%）、食物碎片（34%）和庭院修剪残枝（13%）。

根据文献综述，主要选取了三种BMSW转化为合成气（$CO+H_2$）的技术进行分析[14,30-33,36,49,51]。低温湿气体净化作为净化工艺设计布置在气化后，较多文献详细报道了该净化技术的细节[4,33,37,45]，因此在此不再详述。表1-1给出了这些技术的总体情况。

费-托合成后需要对费-托粗油进行精炼，在产出电力的同时，主要产品为石脑油和蒸馏物。本章对费-托合成生产的石脑油更感兴趣，因其可送到汽油炼制厂中加工。本章采用了信贷/分配相结合的方法进行配给研究。费-托合成工厂的转化和碳氢化合物回收的环境负载基于产品的单位燃料热值（低位热值）进行分配。但是，作为副产物的电力卖给电网，因此认为这部分电力是被费-托合成液体产品和合成气最终使用了。为弥补这部分产出，过量的电力被按照信贷方式处理，电力假设来自于美国中压电网。

费-托合成（FTS）是基于参考文献［32，68］的模拟结果。本章对两种不同的

㊀ Broder等的研究关注废弃物分类工艺生产清洁的RDF，适用于生产生化乙醇。我们也假设通过分类可以生产高质量的纯有机物料，用于气化和AD反应生成化学物。——原书注

FTS 过程进行了研究。一个 FTS 过程为，将 BHTGS 和 MTCI 气化单元产生的清洁合成气输入到浆体床和铁基催化剂的费-托反应器，模型来自于公开报道的参考文献［68］。该费-托模型是基于由 Bechtel/Amoco1993 年发表的数据，同时使用钴作为催化剂㊀。另一 FTS 过程为，由 Choren Carbo-V 过程制备的合成气在管式固定床反应器（TFBR）中以钴为催化剂用于生产费-托粗油。这个过程的数据来自于多个文献的数据集合[32,55]。虽然假设分配和排放特性可能与我们计算的模型存在差异，但可以利用数据集合来交互验证本章研究的两个转化系统。合成气的性质是燃料和化学合成物生产的关键。高纯度的合成气（低浓度惰性气体，如 N_2）由于其可持续性对减少反应器的体积大小和成本都有利。辅助设备（如洗涤塔、压缩机、冷却塔、水煤气变换反应器等）能够用于调节合成气。当使用铁基催化时，合成气 H_2/CO 的比值将在 0.6 左右㊁，钴为催化剂时 H_2/CO 的比例可达到了 2.0[14]。Authothermal 重整反应器利用蒸汽和含部分 CO_2 的富氧空气/氧气用于合成气的制备。必须指出的是，只要 H_2/CO 值和纯度满足要求，合成气的热值变化并不影响后续的 FTS[14]。假设气化、合成气净化和 FTS 反应器系统组合位于同一工厂，因此没有计算运输环节。所有的热量和主要的电力都用在厂区内（注意：在 FTS 系统中产生的多余电力都转化到气化器以满足部分或全部能量需求）。

表 1-1　RDF 气化生成合成气的技术选择

数　据　源	Niessen 等［49］，Paisley 等［51］	Juniper Consultancy Services［33］，Niessen 等［49］	Jungbluth 等［32］
制造商	Batelle（BHTGS）①	MTCI②	Choren③
类型	循环流化床气化器（CFB）	鼓泡流化床气化器（BFB）	两段式气流床气化（Carbo-V 过程）
直接/间接加热	间接	间接	间接
高压/常压	常压	常压	高压
空气/氧气/水蒸气	水蒸气/空气	水蒸气	氧气
温度/℃	766	843	400~600（第一段），1300~1500（第二段）
原料	RDF	RDF	RDF④
水含量（%）	20	20	20
规模	示范	半商业	半商业

① Batelle 高产量气体系统（BHTGS）。

② 制造和技术转化国际公司（MTCI）。

③ 只有用于生产费-托液体的汇总数据可用。

④ Jungbluth 等[31,32]的研究基于木质生物质用于费-托柴油生产。我们假设前处理分类装置生产的有机原料（RDF）可用于利用 Carbo-V 方法进行气化并用于费-托液体生产。

㊀ 先进的 FTS 技术的基础设计/成本，DOE 合同 NO. DE-AC22-91PC90027，专题报告第 1 卷，设计工艺-伊利诺伊 No. 6 煤的常规精炼，10 月，1994。——原书注

㊁ 铁基催化剂促进水煤气反应，产生费-托反应所需的 H_2（$CO + H_2O = CO_2 + H_2$）。——原书注

Dancuar 等在参考文献[16]中研究了费-托石脑油作为蒸汽裂解原料的适用性，并发现石脑油混合物非常适合作为蒸汽裂解生成烯烃（乙烯和丙烯）。据此，本研究假设利用常规的石脑油蒸汽裂解制造乙烯。取自 CPM 数据库[15]和 ProBas 数据库[64]的数据用来计算费-托石脑油蒸汽制备烯烃工艺。

费-托工艺制备的乙烯生产 HDPE 过程涉及的生命周期参数数据基于美国生命周期目录数据库[24,50]。

1.4.1.2　结果

BMSW 和 MSW 用于 HDPE 生产工艺的 GWP（见图 1-6）和 CED（见图 1-7）评价结果分别如图 1-6～图 1-8 所示。图 1-8 考虑了以下基本事实，BMSW 用于化学物的供应减少了垃圾填埋，进而减少了全球温室气体的排放。图 1-8 的结果也显示了 1kg HDPE 来自废弃物厂与常规化石生产线的比较，有关数据来自于美国 LCI 数据库（HDPE#1）和 Ecoinvent 数据库（HDPE#2）。

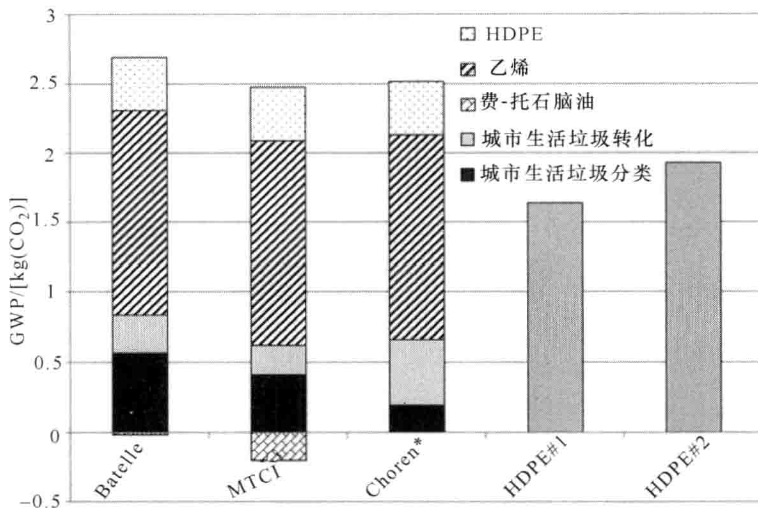


图 1-6　利用城市生活垃圾和常规化石原料生产 1kg 的 HDPE 所产生的全球变暖潜力（GWP）比较。化石原料生产的数据来自于美国的 LCI 数据库和 Ecoinvent 数据库。图中 MSW 转化是指包括气化和 FT 石脑油生产的企业（综合数据）

比较结果显示废弃物原料制备聚合物产生的 GWP 是 2.7～2.3kg 当量 CO_2，略高于常规化石原料法。很大一部分 GWP 是由于蒸汽裂解，产生于工艺中费-托石脑油被转化为乙烯原料时，也存在于城市生活垃圾被分类为 BMSW 和其他废弃物过程中。在 Batelle 和 MTCI 系统中，MSW 转化（气化）产生了 0.21～0.27kg 当量的 CO_2。Chloren 厂的综合数据显示 GWP 为 0.463kg 当量 CO_2，这些 CO_2 是在 BMSW 转化为费-托石脑油过程中排放的。在 FTS 工艺中，也同时产生电力，并且大部分都在系统内利用消耗掉。但是 MTCI 转化过程产生少量的电力（0.23kWh/kg 费-托液体），

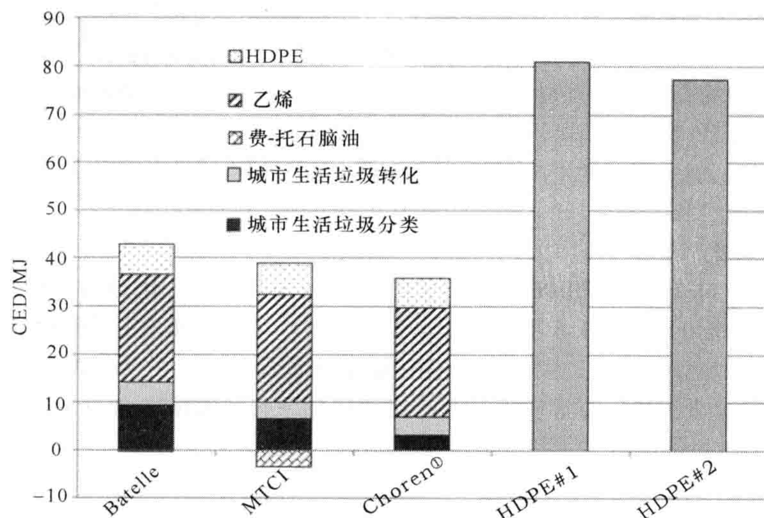


图 1-7　城市生活垃圾原料和化石原料制备 1kg HDPE 所产生的 CED 比较。化石原料生产 HDPE 的数据来自美国的 LCI 数据库（HDPE#1）和 Ecoinvent 数据库（HDPE#2）

① MSW 转化是指气化和费-托石脑油生产集于一起的工厂。

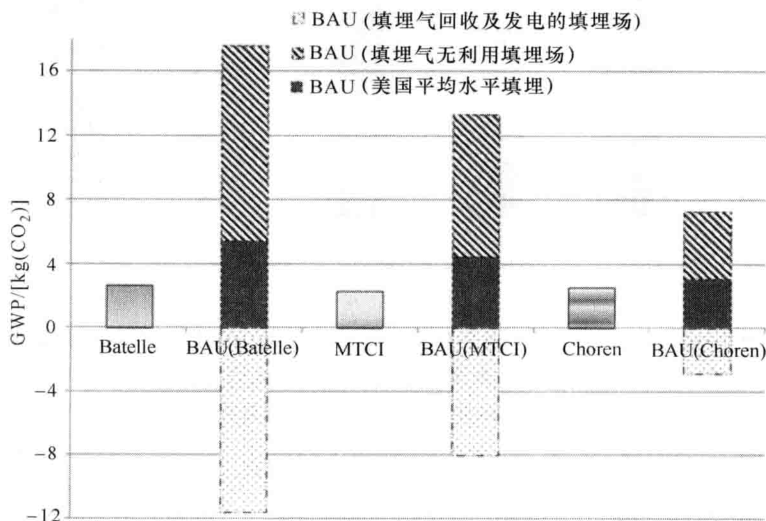


图 1-8　系统扩大涉及普通商业例子（BAU），BDPE 由常规的石油制备，BMSW 被填埋处理。BMSW 填埋量很大程度上取决于碳回收系统对原料的要求（Batelle，MTCI 和 Choren）。美国垃圾填埋厂温室气体净排放因子采用了 WARM 模拟数据。化石原料生产 HDPE 的数据来自美国的 LCI 数据库（HDPE#1）和 Ecoinvent 数据库（HDPE#2）

该部分被假设为抵消来自美国电网的供应（因此费-托石脑油具有 GWP 负排放）。由图显示 Batelle 转化厂具有最高的 GWP，其次是 Choren 和 MTCI。原因在于：Batelle转化厂需要较高的 BMSW 和电力输入，以生产清洁合成气满足 FTS 工艺的要求。因此，垃圾分离运输和能源需求占了更多的 GWP，并且输送到电网的多余电量非常少。

相反，常规化石原料生产 HDPE 需要的 CED 最大（77.3～81.0MJ）。Batelle 转化厂的 CED 是 42.61MJ，Choren 和 MTCI 系统的 CED 分别是 35.97MJ 和 35.57MJ。MSW 为原料的 CED 是常规化石为原料工艺所需 CED 的一半。CED 指标包含不可再生能源（化石或核燃料）和可再生能源（如生物质、风能、太阳能等）的需求量。然而可再生能源部分合计小于总 CED 的 1%。对于以废弃物为原料的聚合物生产工艺 CED 低于化石原料工艺，是因为废弃物的内在能源没有计入总 CED。相反，化石原料生产 HDPE 工艺需要直接或间接消耗化石燃料（天然气及原油）去合成 HDPE 的聚合物，这部分能源消耗被计入总 CED。和 GWP 相似，蒸汽裂解和 MSW 分类过程是能源消耗密度较大的过程，占了总 CED 很大的比例。MSW 转化和 FTS 反应占总 CED 的比例取决于用于气化的垃圾总量，以及满足转化工艺所需的后续的能源和物料量。Choren 厂垃圾分类过程的 CED 和 GWP 都相对 Batelle 和 MTCI 转化更小。原因是在 Choren 设计中，优化了费-托柴油的生产，减少了石脑油的产量，因此与 BMSW 作为原料的转化系统相关的最大 CED 和 GWP 份额部分都由费-托蒸馏物（生产柴油）所占据。

1.4.1.3 系统扩展：避免填埋

当纸张、木头、食物碎片和庭院残枝被填埋后，厌氧细菌分解这些废弃物，产生甲烷和二氧化碳。虽然填埋在运行过程中作为净碳汇（然后成为源头），产生的甲烷算作人为温室气体，因为如果 BMSW 不被填埋，将不会发生降解。较多垃圾填埋厂没有进行能源回收（填埋气燃烧或者用于发电），因此所产生的影响非常显著。和欧洲的许多国家不一样，美国和较多发展中国家将大量的 BMSW 直接运到垃圾填埋厂进行填埋处理。我们应用系统拓展进行比较：①BMSW 为原料制造 1kg 的 HDPE 产生的温室气体排放量（“碳循环”）和②BMSW 填埋产生的温室气体和化石原料制备 HDPE 产生的温室气体之和进行比较（“商业用途（BAU）”）。利用 WARM 模型的温室气体排放因子来计算美国 BMSW 填埋产生的温室气体排放[21]。

用 WARM 模型假定的美国国家垃圾填埋厂平均值计算得到减少 1kg 的 BMSW（基于上面所及的平均废弃物组分）填埋将可以减少 0.167kg 当量 CO_2。因此，“BAU-US 国家平均”案例分析得到的 GWP 比垃圾为原料制造 HDPE 产生的 GWP 要高，高出量为每 kg HDPE 5.5～3.1kg 当量 CO_2。BMSW 被填埋和 HDPE 来自于化石燃料的 BAU 工艺产生的温室气体量最少为 3.1kg 当量 CO_2，除非 BMSW 在 Choren 厂作为原料使用才有可能减少温室气体量。这是由于大部分的 BMSW 都用于生产蒸馏物（生产燃料），很少生产石脑油（HDPE），因此 BAU 工艺中的大部分填埋排放都由蒸馏物折算。结果显示，计算美国垃圾填埋平均排放量时，相比现行的垃圾管理

和 HDPE 生产工艺，碳回收在减少 GWP 上具有巨大的潜力（见图 1-8）。

然而，垃圾填埋 GWP 的净降低关键在于垃圾填埋厂有没有填埋气回收和能源利用装置及其运行的效率。填埋场燃烧和发电能够将 CH_4 转化为 CO_2，从而降低 GWP。如果没有填埋气回收装置，BAU 的整体排放量将达到每 kg HDPE 产生 17.6 ~ 7.3kg 当量 CO_2（无 LFG 回收的 BAU），但如果计算了填埋气的燃烧和发电，BAU 工艺 GWP 的排放减少量是 -11.6 ~ -2.9kg 当量 CO_2（有 LFG 回收和发电的 BAU），因此 BMSW 生产聚合物工艺具有降低温室气体排放的最佳优势（见图 1-8）。填埋场有无安装填埋气回收设备的差异说明了垃圾转化的假设对拓展系统中净 GWP 排放的影响效果。

1.4.1.4 讨论

如忽略垃圾需要最终安全处理这一事实，BMSW 生产聚乙烯相对常规化石生成聚乙烯工艺具有略高的温室气体排放。在相同的假设下，废弃物为原料生成聚合物所需的 CED 是常规化石原料法的一半左右。BMSW 填埋处置的影响具有非常明显的不确定性。根据填埋场系统选择，BAU 的温室气体排放假设能够在正排放和负排放之间转变。利用美国垃圾填埋场的平均数据，本章研究的碳回收系统具有显著降低温室气体排放的潜力。

然而在发展中国家，垃圾填埋厂仍然缺乏安装甲烷回收系统的资金，低价的燃气使填埋气回收并不具有商业竞争优势及商业利润。另外，特别是在城市地区垃圾填埋空间有限。这些条件均会使碳回收将来在发展中国家及新兴经济体具有更大的吸引力。并且，WARM 模型做了一些重要假设，也是阐述本章的关键。例如，当填埋气被用来生产能源时，随之可替代美国电网中相当能量的电力，而这些电力主要来自高温室气体排放的燃煤电厂，联产信贷假设在模型里被采用。因此，对于一个低碳排放强度的电网（如未来使用更多可再生能源发电系统），调节碳平衡将更有利于碳回收。当然这还需要做更深入的研究，分析其他终端处置技术，包括焚烧、堆肥，以及不确定和敏感性分析（如经济分配）。此外，这些分析需要拓展到其他类别的影响，包括总物质需求（TMR），酸化、富营养化、健康影响，以及成本。最后，我们认为 MSW 的分类是制备气化清洁原料的必要工作。MSW 的分类大概占了 1/5 的影响，所以将分类从 LCA 分析中去除将大大降低全过程生命周期影响分析。不过准确地说，MSW 的分类只有在有可回收材料（如塑料、金属等）或法规规定的前提下才会优先于分选进行。

1.5 结论

以有机废弃物回收用于化学品原料或用于能源生产的碳回收，在资源效率、循环经济上具有更大的优势，但同时将增加其他方面交易的影响。初步的 LCA 模型结果是基于结合多种已经存在的技术（如 MSW 分类、气化、FTS 和蒸汽裂解等）并且考虑到填埋转移。与化石原料制备 HDPE 比较表明，可生物降解废弃物制造 HDPE 工艺

具有更低的全系统温室气体排放。不过，本章建立的综合模型尚未涉及转化技术评价。

发展将 BMSW 转化成化学品（如 HDPE）的中试厂将是未来发展中国家的大型城市及新兴经济体的选择，这些地方产生大量的有机废弃物，但又缺少填埋气回收设施和填埋空间。各个技术的运行参数存在差异，如 FTS 不仅能够产生化学品（如石脑油聚合物），而且也能产生液体燃料。气化技术能够在高温下消除有害微生物，并且将有害金属集中到废渣和灰中，因此未来气化技术将会引起发展中国家更大的关注。

总之，本章所描述的碳回收技术将有助于废弃物管理部门进一步朝着更加可持续的资源管理方向发展。当社会和经济的物质基础朝着提高可持续资源管理发展时，除碳回收之外，还应考虑所有物质资源的提炼、利用、回收和处置。

参考文献

1. Aiello-Mazzarri C, Coward-Kelly G, Agbogbo F, Holtzapple M (2005) Conversion of municipal solid waste into carboxylic acids by anaerobic countercurrent fermentation. Appl Biochem Biotechnol 127(2):79–93
2. Ayres RU, Ayres L (2002) A handbook of industrial ecology. Edward Elgar Publishing, Cheltenham
3. Bechtel (1998) Baseline design/economics for advanced Fischer-Tropsch technology. U.S. Department of Energy Technology Center, US
4. Belgiorno V, De Feo G, Della Rocca C, Napoli RMA (2003) Energy from gasification of solid wastes. Waste Manage 23(1):1–15
5. Bez J, Goldhan G, Buttker B (2001) Methanol aus Abfall–Ökobilanz bescheinigt gute Noten. Müll und Abfall 33(3):158–162
6. Bringezu S (2009) Chapter 4: Visions of a sustainable resource use. In: Bringezu S, Bleischwitz R (eds) Sustainable resource management: global trends, visions and policies. Greenleaf Publishing, Sheffield, pp 155–215
7. Bringezu S, Schütz H, Moll S (2003) Rationale for and interpretation of economy-wide materials flow analysis and derived indicators. J Ind Ecol 7:43–64
8. Bringezu S, Schütz H, Steger S, Baudisch J (2004) International comparison of resource use and its relation to economic growth: The development of total material requirement, direct material inputs and hidden flows and the structure of TMR. Ecol Econ 51(1–2):97–124
9. Broder J, Eley M, Barrier J (1993) Municipal solid waste and waste cellulosics conversion to fuels and chemicals-vol 2: Front-end classification systems. Tennessee Valley Authority, Muscle Shoals
10. Brunner PH, Morf L, Rechberger H (2004) VI.3 Thermal waste treatment–a necessary element for sustainable waste management (Internet). In: Irena Twardowska HEA (ed) Solid waste: assessment, monitoring and remediation. Elsevier, (cited 2010 Dec 3), pp 783–806
11. Champagne P (2007) Feasibility of producing bio-ethanol from waste residues: a Canadian perspective: feasibility of producing bio-ethanol from waste residues in Canada. Resour Conserv Recycl 50(3):211–230
12. Chester M, Martin E (2009) Cellulosic ethanol from municipal solid waste: a case study of the economic, energy, and greenhouse gas impacts in California. Environ Sci Technol 43(14):5183–5189

13. Choi G, Kramer S, Tam S, Fox J (1997) Design/Economics of a once-through natural gas Fischer-Tropsch plant with power co-production (Internet).1997 (cited 2010 Oct 25); Available from: http://www.fischer-tropsch.org/DOE/_conf_proc/Coal%20Conferences/coal_liq_conf97/choi.pdf
14. Ciferno J, Marano J (2002) Benchmarking biomass gasification technologies for fuels, chemical and hydrogen production (Internet). U.S. Department of Energy National Renewable Energy Technology Laboratory; (cited 2010 Nov 4). Available from: http://www.netl.doe.gov/technologies/coalpower/gasification/pubs/pdf/BMassGasFinal.pdf
15. CPM (2010) CPM LCA database (Internet). Center for Environmental Assessment of Product and Material Systems (CPM), Chalmers University of Technology, Goteborg, Sweden (cited 2010 Nov 22). Available from: http://www.cpm.chalmers.se/CPMDatabase/
16. Dancuar L, Mayer J, Tallman M, Adams J (2003) Performance of the SASOL SPD naphtha as steam cracking feedstock. Prepr Am Chem Soc (a division of Petroleum Chemistry) 48:132–138
17. DESTATIS (2009) Environment Waste Balance 2007. German Federal Statistical Office, Wiesbaden
18. Ecoinvent (2010) Ecoinvent life cycle inventory database v2.2 (Internet). Swiss Centre for Life Cycle Inventories; (cited 2010 Nov 7). Available from: http://www.ecoinvent.ch/
19. Ehrenfeld JR (2000) Industrial ecology: paradigm shift or normal science? Am Behav Scientist 44(2):229–244
20. EPA (2009) Municipal solid waste generation, recycling and disposal in the United States: facts and figures for 2008 (Internet). U.S. Environmental Protection Agency; 2009 (cited 2009 Dec 20). Available from: http://www.epa.gov/waste/nonhaz/municipal/pubs/msw2008rpt.pdf
21. EPA (2010) Solid waste management and greenhouse gases: documentation for greenhouse gas emission and energy factors used in the waste reduction model (WARM) (Internet). U.S. Environmental Protection Agency; 2010 (cited 2010 Dec 11). Available from: http://epa.gov/climatechange/wycd/waste/SWMGHGreport.html#documentation
22. Erkman S (1997) Industrial ecology: an historical view. J Cleaner Prod 5(1–2):1–10
23. Eurostat (2009) Environmental data centre on waste (Internet). 2009 (cited 2009 Dec 21); Available from: http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/waste/introduction
24. Franklin Associates (2007) Cradle-to-gate life cycle inventory of nine plastic resins and four polyurethane precursors (Internet). The Plastics Division of the American Chemistry Council, Prairie Village; 2007 (cited 2010 Nov 26). Available from: http://www.americanchemistry.com
25. Green M, Shelef G (1989) Ethanol fermentation of acid hydrolysate of municipal solid waste. Chem Eng J 40(3):B25–B28
26. Hayes DJ (2009) An examination of biorefining processes, catalysts and challenges. Catal Today 145(1–2):138–151
27. Henry RK, Yongsheng Z, Jun D (2006) Municipal solid waste management challenges in developing countries-Kenyan case study. Waste Manage 26(1):92–100
28. Higham I, Palacios I, Barker N (2001) Review of BAT for new waste incineration issues - part 1 waste pyrolysis & gasification activities. Enviroment Agency, Bristol
29. Jones A, O'Hare M, Farrel A (2007) Biofuel boundaries: estimating the medium-term supply potential of domestic biofuels (Internet). UC Berkeley Transportation Sustainability Research Center, Berkely, Working Paper; 2007 (cited 2009 Dec 23). Available from: http://escholarship.org/uc/item/950662sc
30. Jones S, Zhu Y, Valkenburg C (2009) Municipal solid waste (MSW) to liquid fuels synthesis, vol 2: A techno-economic evaluation of the production of mixed alcohols (Internet). Pacific Northwest National Laboratory, Richland; 2009 (cited 2009 Oct 30). Available from: http://www.pnl.gov/main/publications/external/technical_reports/PNNL-18482.pdf
31. Jungbluth N, Chudacoff M, Dauriat A, Dinkel F, Doka G, Faist Emmenegger M et al. (2007) Life cycle inventories of bioenergy (Internet). Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH

32. Jungbluth N, Frischknecht R, Emmenegger MF, Tuchschmid M (2007) RENEW: Renewable fuels for advanced powertrains - life cycle assessment of BTL-fuel production: inventory analysis (Internet). ESU-Services Ltd.; 2007 (cited 2010 Jan 11). Available from: http://www.renew-fuel.com/fs_documents.php
33. Juniper Consultancy Services (2001) Pyrolysis and gasification of waste: a worldwide business and technology review, vols 1 and 2 (Internet). Juniper Consultancy Services Ltd, England. Available from: http://www.wastereports.com/free_downloads/pyrolysis-and-gasification.html
34. Kalogo Y, Habibi S, MacLean HL, Joshi SV (2007) Environmental implications of municipal solid waste-derived ethanol. Environ Sci Technol 41(1):35–41
35. Kamm B, Gruber PR, Kamm M (2006) Biorefineries - industrial processes and products: status quo and future directions, vol 2. Wiley-VCH, London
36. Khoo HH (2009) Life cycle impact assessment of various waste conversion technologies. Waste Manage 29(6):1892–1900 Jun
37. Klein A (2002) Gasification: an alternative process for energy recovery and disposal of municipal solid waste (Internet). 2002 May (cited 2010 Aug 8); Available from: http://www.seas.columbia.edu/earth/wtert/sofos/klein_thesis.pdf
38. Kreith F, Tchobanoglous G (2002) Handbook of solid waste management. McGraw Hill Professional, New York
39. Lackner KS, Brennan S (2009) Envisioning carbon capture and storage: expanded possibilities due to air capture, leakage insurance, and C-14 monitoring. Clim Change 96(3):357–378
40. Lettenmeier M, Rohn H, Liedtke C, Schmidt-Bleek F (2009) Resource productivity in 7 steps : how to develop eco-innovative products and services and improve their material footprint (Internet). Wuppertal, Germany: Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH; 2009 http://www.wupperinst.org/uploads/tx_wibeitrag/ws41.pdf
41. Li A, Khraisheh M (2008) Municipal solid waste used as bioethanol sources and its related environmental impacts. Int J Soil, Sediment Water 1(1):5–10
42. Li A, Khraisheh M (2008) Rubbish or resources: an investigation of converting municipal solid waste (MSW) to bio-ethanol production. WIT Trans Ecol Environ 109:115–122
43. Li A, Khraisheh M (2009) Bioenergy II: bio-ethanol from municipal solid waste (MSW): The UK potential and implication for sustainable energy and waste management. Int J Chem Reactor Eng (Internet). 2009; 7. Available from: http://www.bepress.com/ijcre/vol7/A78
44. Li A, Antizar-Ladislao B, Khraisheh M (2007) Bioconversion of municipal solid waste to glucose for bio-ethanol production. Bioprocess Biosyst Eng 30(3):189–196
45. Malkow T (2004) Novel and innovative pyrolysis and gasification technologies for energy efficient and environmentally sound MSW disposal. Waste Manage 24(1):53–79
46. Marano JJ, Ciferno JP (2001) Life-cycle greenhouse-gas emissions inventory for Fischer-Tropsch fuels (Internet). U.S. Department of Energy National Energy Technology Laboratory; 2001 (cited 2009 May 21). Available from: http://www.nrel.gov/docs/legosti/fy98/23076.pdf
47. McCaskey T, Zhou S, Britt S, Strickland R (1994) Bioconversion of municipal solid waste to lactic acid by Lactobacillus species. Appl Biochem Biotechnol 45–46(1):555–568
48. Mtui G, Nakamura Y (2005) Bioconversion of lignocellulosic waste from selected dumping sites in Dar es Salaam, Tanzania. Biodegradation 16(6):493–499
49. Niessen W, Marks C, Sommerlad R, Niessen WR, Marks CH, Sommerlad RE (1996) Evaluation of gasification and novel thermal processes for the treatment of municipal solid waste. National Renewable Energy Laboratory (NREL), Golden
50. NREL (2008) U.S. life cycle inventory database (U.S. LCI), v1.6.0 (Internet). National Renewable Energy Laboratory (NREL); 2008 (cited 2010 Jan 26). Available from: http://www.nrel.gov/lci/database/
51. Paisley M, Creamer K, Tweksbury T, Taylor D (1989) Gasification of refuse derived fuel in the Battelle high throughput gasification system (Internet). 1989 (cited 2010 Oct 25).

Available from: http://www.osti.gov/bridge/servlets/purl/5653025-QRQFYH/

52. Rapport J, Zhang R, Jenkins B, Williams R (2008) Current anaerobic digestion technologies used for treatment of muncipal organic solid waste (Internet). California Integrated Waste Management Board, California; 2008 (cited 2010 Jan 2). Available from: http://www.calrecycle.ca.gov/publications/Organics/2008011.pdf
53. Ren T (2009) Petrochemicals from oil, natural gas, coal and biomass: energy use, economics and innovation (Internet). 2009 (cited 2009 Aug 22); Available from: http://igitur-archive.library.uu.nl/dissertations/2009-0212-200641/UUindex.html
54. Ren T, Patel MK, Blok K (2008) Steam cracking and methane to olefins: energy use, CO_2 emissions and production costs. Energy 33(5):817–833 May
55. RENEW (2006) RENEW–Renewable fuels for advanced powertrains: WP5.4 technical assessment, Europäisches Zentrum für erneuerbare Energie Güssing GmbH [cited 2010 Nov 5]. Available from: http://www.renewfuel.com/fs_documents.php
56. Sakai K, Taniguchi M, Miura S, Ohara H, Matsumoto T, Shirai Y (2003) Making plastics from garbage. J Ind Ecol 7(3–4):63–74
57. Shi AZ, Koh LP, Tan HT (2009) The biofuel potential of municipal solid waste. GCB Bioenergy 1(5):317–320
58. Shi J, Ebrik M, Yang B, Wyman CE (2009) The potential of cellulosic ethanol production from municipal solid waste: a technical and economic evaluation. University of California Energy Institute, Berkely
59. Skibar W, Grogan G, McDonald J, Pitts M (2009) UK expertise for exploitation of biomass-based platform chemicals—a white paper by the FROPTOP Group (Internet). FROPTOP (From Renewable Platform Chemicals to Value Added Products); 2009 (cited 2009 Jun 9). Available from: www.chemistryinnovation.co.uk/FROPTOP
60. Spath P, Dayton D (2003) Preliminary screening-technical and economic assessment of synthesis gas to fuels and chemicals with emphasis on the potential for biomass-derived syngas (Internet). U.S. Department of Energy National Renewable Energy Technology Laboratory; 2003. Available from: http://www.nrel.gov/docs/fy04osti/34929.pdf
61. Stichnothe H, Azapagic A (2009) Bioethanol from waste: life cycle estimation of the greenhouse gas saving potential. Resour Conserv Recycling 53(11):624–630
62. Tchobanoglous G, Theisen H, Vigil S (1993) Integrated solid waste management: engineering principles and management issues. McGraw-Hill, New York
63. Twardowska I (2004) I.1 Solid waste: what is it? In: Solid waste: assessment, monitoring and remediation. Elsevier, pp 3–32
64. UBA (2010) ProBas-Lebenszyklusdatenbank (Internet). Dessau (Germany); Freiburg (Germany): Umweltbundesamt (German Federal Environmental Agency) and Öko-Institut; 2010 (cited 2010 Nov 22). Available from: http://www.probas.umweltbundesamt.de/php/index.php
65. UN-HABITAT (2008) State of the world's cities 2008/2009: harmonious cities (Internet). UN-HABITAT; 2008 (cited 2010 Dec 5). Available from: http://www.unhabitat.org/pmss/listItemDetails.aspx?publicationID=2562
66. UN-HABITAT (2010) Solid waste management in the world's cities: water and sanitation in the world's cities 2010. Earthscan Publications Ltd, London
67. Valkenburg C, Gerber M, Walton C, Jones S, Thompson B, Stevens D (2008) Municipal solid waste (MSW) to liquid fuels synthesis, vol 1: Availability of feedstock and technology (Internet). Pacific Northwest National Laboratory, Richland; 2008 (cited 2009 Oct 30). Available from: http://www.pnl.gov/main/publications/external/technical_reports/PNNL-18144.pdf
68. Van Bibber L, Shuster E, Haslbeck J, Rutkowski M, Olson S, Kramer S (2007) Technical and economic assessment of small-scale fischer-tropsch liquids facilities [Internet]. U.S. Department of Energy/National Energy Technology Laboratory; 2007 [cited 2010 Oct 25]. Available from: http://www.purdue.edu/discoverypark/energy/pdfs/cctr/DOE-NETL-F-T-2007.pdf

69. Williams RB (2007) Biofuels from Municipal solid wastes - background discussion paper (Internet). University of California, Davis and California Biomass Collaborative. Available from: http://biomass.ucdavis.edu/materials/reports%20and%20publications/2007/2007_Annual_Forum_Background_Paper.pdf
70. Zheng Y, Pan Z, Zhang R, Labavitch J, Wang D, Teter S et al (2007) Evaluation of different biomass materials as feedstock for fermentable sugar production. Appl Biochem Biotechnol 137–140(1):423–435

第2章　合理的城市生活垃圾管理规划工具和规程

Alexander P. Economopoulos

摘要： 实现城市生活垃圾（Municipal Solid Wastes，MSW）最佳管理规划的合理途径主要包括两方面：战略规划和具体规划。战略规划的目标是对技术的筛选，处置或处理设施的大致位置和数量的定义，相应管理计划的制定和最优选择。最佳的具体规划着重于后者（管理计划的制定和最优选择），追求以最低成本制定符合相关法律及其他要求的方案。此外，对于制定可选最佳方案而言还涉及敏感性分析（满足一系列约束条件）。敏感性分析反映了公众关注的赞成或反对情况（例如是否要使用或排除某项设备和技术，以及对应用规模的限制等）。据此，地方政府可以在众多方案中选择一个平衡了当地公众的偏好和反对情况以及相关费用的最佳管理方案。

2.1　城市生活垃圾管理介绍

图2-1说明了垃圾管理流程的演变，从一个典型的初级阶段到一个更高级的阶段。初级阶段的管理方法往往局限于一些可回收原材料的分离以及填埋剩余垃圾，如图2-1a所示。在更高级的阶段中，一部分收集的城市生活垃圾（MSW）被处理成可

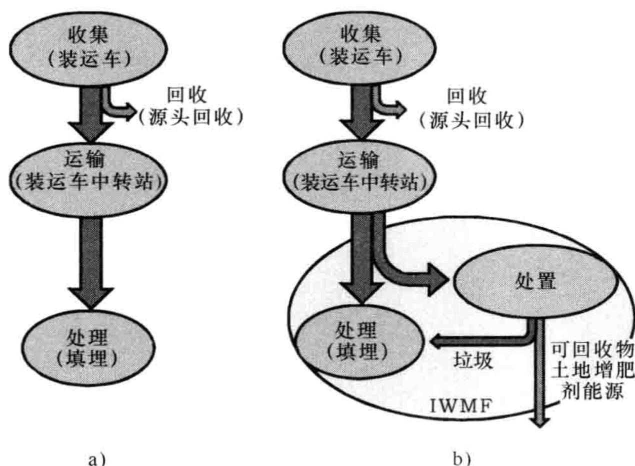


图2-1　MSW管理系统从初级到高级的转变

再生物质，或者生产成生物稳定有机物（用作土壤改良剂或填埋场覆盖材料），再或者用来生产能源。只有处理后的废弃物才被填埋处置，如图2-1b所示。

在最高级的管理阶段中，强调的是对垃圾产生的控制，在相应的垃圾产生过程中进行再利用和分离（例如可回收物质或餐厨垃圾）。这提高了垃圾制品的产量和质量，并降低了垃圾处理和最终处置的要求。

垃圾处理和最终处置在综合废弃物管理设施（Integrated Waste Management Facility, IWMF）上进行。通常这些设施服务于人口密集地区，达到可观的经济效益。在垃圾收集到集中综合废弃物管理设施这一过程中，经常涉及MSW的远距离运输。通过转运站的方式运输比直接选择公路、铁路和海运等都更经济。

常规情况下，MSW处理可能需要通过不同处理站的连续处理来实现，并且依据不同性质，垃圾最终处置也需要在不同处理站进行。此外，IWMF可分布在不同地点，每个站点拥有一个或多个处理设施。以上的一些可能方案在2.4.1节将有所讨论。

2.2　城市生活垃圾管理技术概述

本章的目的在于给出城市生活垃圾在运输、处理和最终处置中经常使用的技术，并提供制定和评估可选管理计划所需的相关数据和信息。

2.2.1　转运站

由于城市生活垃圾数量的增长和到管理设施运输距离的增加，垃圾回收车辆的直接运输成本持续上升。从某一节点开始，使用转运站来运输将变得更经济。转运站接收垃圾回收车辆的垃圾，并将垃圾转移到大卡车、牵引式挂车、半挂车、火车厢或驳船来进行更经济的远程运输。

没有垃圾压实能力的转运站建设最简单，并且投资额也不大。然而，大多数现代化的转运站具备垃圾压实能力，这降低了运输成本，使重型卡车的净垃圾负载更多。卡车通常的限重是19.5吨，但是这还取决于道路负重限制和车辆的设计及配置。两种最常用的转运站技术在2.2.1.1节和2.2.1.2节进行介绍。

2.2.1.1　具有移动压实设备的转运站

通常，在这种类型的转运站中，垃圾运输车辆通过坡道上升到一个高架平台，然后把垃圾倒入原料斗。垃圾进而被送入一个固定在半拖车上的垃圾箱前端，如图2-2。该垃圾箱配有液压推动机构，这有利于①将装入的垃圾不断推向箱子的后面，同时还在一定程度上压实了垃圾；②将垃圾卸载到垃圾回收站。

2.2.1.2　具有压实设备的转运站

和移动压实设备垃圾转运站一样，垃圾运输车辆通过坡道上升到一个高架平台，然后把垃圾原料斗作为临时储存器。垃圾被送入压实设备并被压缩进垃圾箱。垃圾箱被装入大货车或半拖车运输到回收点，如图2-3所示。当有大量的垃圾需要被长距离运送到IWMF时，通过铁路或海运集装箱的方式将更经济。在这些情况下，从转运站



图 2-2 垃圾转运站以及相应的斜坡、料斗和在料斗下方装载位置的半挂车

直接把装垃圾的箱子装进火车厢（图 2-4）或装进驳船将更具有经济效益。

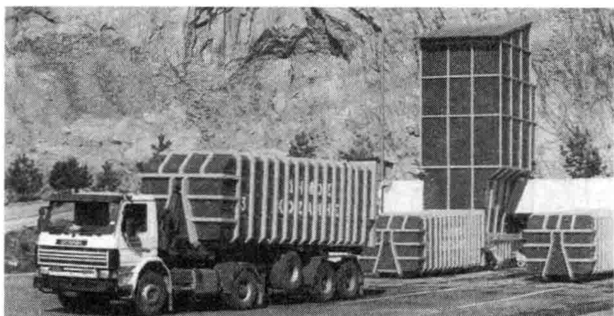


图 2-3 带有料斗、压实设备的垃圾转运站以及用来转移垃圾箱的半挂车

2.2.2 垃圾处理方法

本节讨论的处理技术适用于混合收集的城市生活垃圾，在垃圾源头分类时间不长的国家，这些技术在未来几年内都将占据重要位置。四种常用技术在下文进行简述。物质和能量平衡关系如图 2-5～图 2-8 所示，表 2-1 给出了希腊相应垃圾原料的预期平均组成（源头控制物质回收处理后的残余垃圾）。

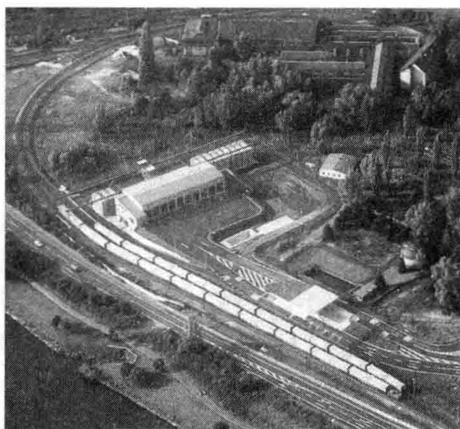


图 2-4 直接将垃圾箱卸载到火车的转运站

2.2.2.1 有氧机械法：生物处理

有氧机械生物处理（Mechanical-Biological Treatment，MBT）包括物料分类装置和有氧堆肥，如图 2-5 所示。物料分类装置可以回收可用材料（纸张，塑料，玻璃，金属等）或垃圾衍生燃料（RDF），并

将剩余垃圾分成有机物和废料。有机物和绿色垃圾（例如污泥）进行适当的比例混合，送入有氧堆肥装置，在装置中它们有足够的通风并实现生物稳定。有氧处理后的产物可直接用作土壤改良剂（如在采石场）或作为填埋场覆盖材料。

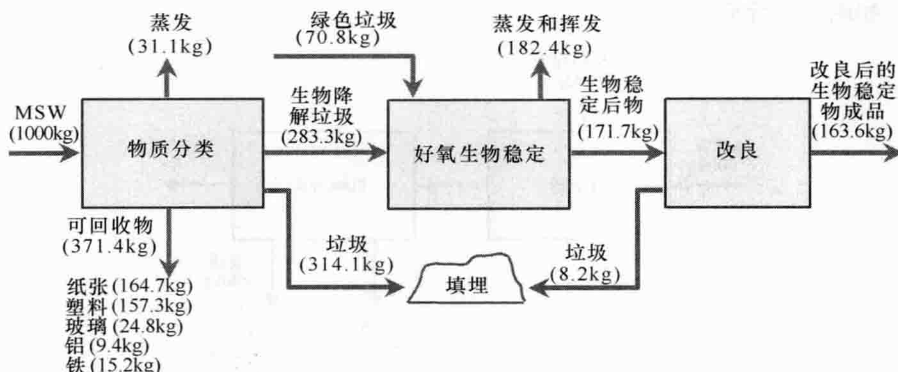


图 2-5　典型的有氧 MBT 设施流程图和物料平衡图[8]

2.2.2.2　无氧机械法：生物处理

无氧机械生物处理法流程如图 2-6 所示，和有氧 MBT 的不同在于，有机物经过无氧（没有氧气封闭的反应器中）而不是有氧来分解。

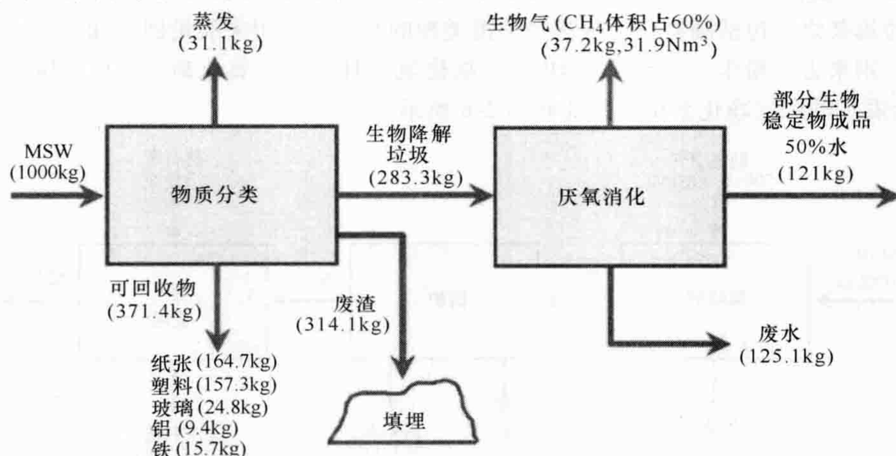


图 2-6　典型的无氧 MBT 设施流程图和物料平衡图[8]

现今的无氧系统具有高固体含量（与原料加水稀释至约 25% 的总固体含量）、高温和单级特点，保存时间为 14 ~ 20 天。

稳定后的残留物中含有大量的水，其中大部分是通过过滤除去的。除去的水中只有部分可重复使用，以维持适当的导电性来保护反应器中微生物的活性。过量的水产生的高浓度污水在处置前需要进行前处理。滤饼在有氧条件下处理 2 ~ 4 周进行熟化。

2.2.2.3 生物干燥

生物干燥是一个预处理过程，是将城市生活垃圾转化成固体垃圾燃料（Solid Refuse Fuel，SRF），包括垃圾粉碎、有氧干燥使垃圾水分小于20%、金属回收和废弃物分拣，如图2-7所示。

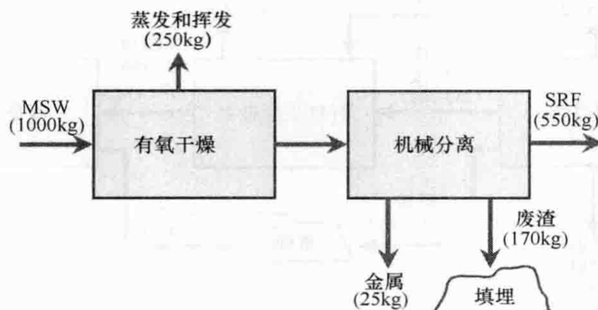


图2-7 典型的生物干燥设施流程图和物料平衡图[8]

在生物反应器中干燥垃圾所需的能量，来自于部分易降解有机物的有氧分解放热。此过程不发生废弃物的生物稳定化，事实上通过设计来减少生物分解以保存垃圾的热值。

2.2.2.4 焚烧

垃圾焚烧厂包括倾斜移动或滚动炉排类型的焚烧炉，用来能量回收和电力生产的锅炉，用来去除粉尘、氯化氢（HCl）、氟化氢（HF）、二氧化硫（SO_2）和重金属（包括汞）的烟气净化系统，系统如图2-8所示。

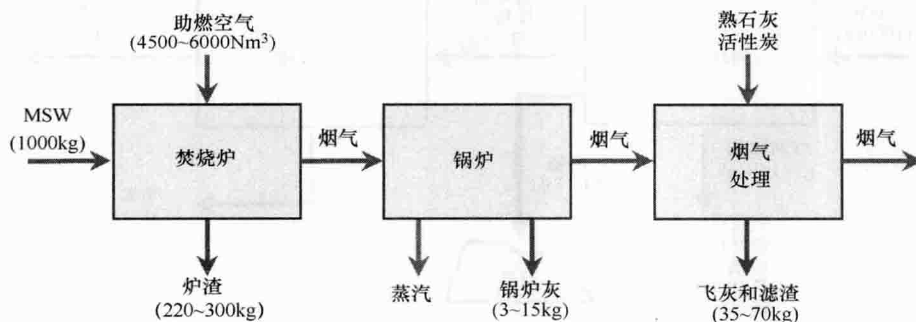


图2-8 典型的垃圾焚烧设施流程图和物料平衡图[8]

燃烧室和锅炉产生了大部分固体残余物。烟气处理系统会产生量小但毒性大的污染物。欧盟排放控制标准参见2000/74号导则指令，污染防治的指导意见由欧洲委员会的BREF报告提供[14]。

2.2.2.5 电能平衡

表2-1列出了上述典型技术中的电能平衡，评估其基于各自电能生产和内部消费能力的单位电能净输出潜力[8]。

表 2-1　可选处理方法的潜在电能输出量

有氧机械处置技术结合材料回收		
内能消耗	kWh/1000kg MSW	32.0
额外电力输出	kWh/1000kg MSW	-32.0
生物干燥和 SRF 焚烧		
生物干燥：		
二次燃料生产	kg SRF/1000kg MSW	550.0
燃料的低位热值	MJ/kg SRF	17.5
内能消耗	kWh/1000kg MSW	140
SRF 焚烧：		
整体转换效率	%	27.0
发电	kWh/1000kg MSW	721.9
内部的电力消耗	kWh/1000kg MSW	197.8
额外电力输出	kWh/1000kg MSW	384.1
大规模焚烧		
给料	kg MSW	1000.0
低位热值	MJ/kg MSW	11.5
整体转换效率	%	20.0
发电	kWh/1000kg MSW	640.0
内部的电力消耗	kWh/1000kg MSW	175.4
额外电力输出	kWh/1000kg MSW	464.6

2.2.2.6　处理后的产品及可能的用途

上述处理方法得到的产品除了生物干燥设备产生的 SRF 和从机械分离装置产生的 RDF 外，都具有销售和利用市场（比如玻璃和生物稳定化有机物，价格几乎为零甚至为负），在图 2-9 中描述了其可能的用途。

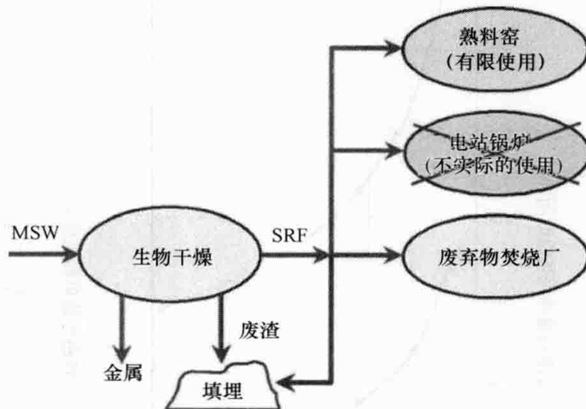


图 2-9　生物干燥产生的 SRF 的可能用途

在水泥行业的水泥窑中使用 SRF 是一个合理的选择，因为不需要安装新设备且污染低；同时水泥行业可以适应这种小批量的燃料，如 Juniper 咨询服务有限公司[16]。在电站锅炉中 SRF 与化石燃料混合焚烧由于实现困难因而非常有限，同时这不是一个可行的选择，因为电厂烟气控制系统需要升级来满足垃圾焚烧标准，并且 SRF 焚烧产生的有毒残留物和大量煤灰粉混合提高了后期处置成本[8]。RDF 也有类似的情况，通过厌氧或有氧 MBT 设备生产的辅助燃料（见 2.2.2.1 节）

2.2.3　最终处置场所

在现代化的垃圾填埋场设计中，包括了一个用来限制垃圾渗沥液、高浓度污水从

填埋场的地基渗透的低渗透衬板，一个用来处理的和放置渗滤液的渗滤液收集管道系统。还包括用来收集那些能产生能源的来自生物质厌氧分解的填埋气管道系统。因此，现代化的垃圾填埋场并不是一种非常简单的设施。

2.3 规划工具

本节描述了一个图示化的方法，可以方便确定在研究领域所需的IWMF的大致数量和位置。还给出了用于对管理计划进行经济分析的成本函数。以上是2.5节和2.6节关于管理计划的制定、评估、最优化的必要工具。

2.3.1 IWMF的最佳数量和位置

对于成本效益计划的开发而言，设计者需要确定所需建设的垃圾处理和最终处置设备的大概位置和大致最佳数量。以上反映了大型中央处理设施的经济规模效益和运输垃圾到这些设施的成本增加之间的最佳平衡。

图2-10和图2-11给出了为适应这一要求的一种易于使用的方法[11]。这些图表给出了运输本地垃圾到大型中央IWMF（而不是小型本地化的IWMF）进行处理或处置的可用最大距离。小于这个最大距离时，额外的花费和因选择建立大型中央IWMF（而不是小型的本地化的IWMF）产生的规模经济效益所节约的资金相当。

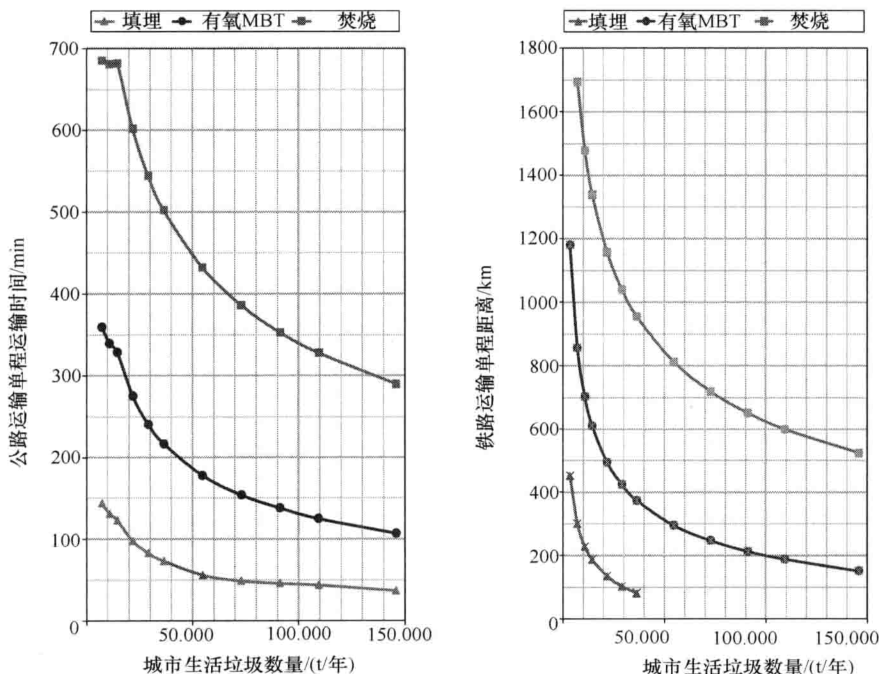


图2-10 垃圾通过公路运输的最大时间函数以及通过铁路运输到中央IWMF的最大距离函数（使用转运站）

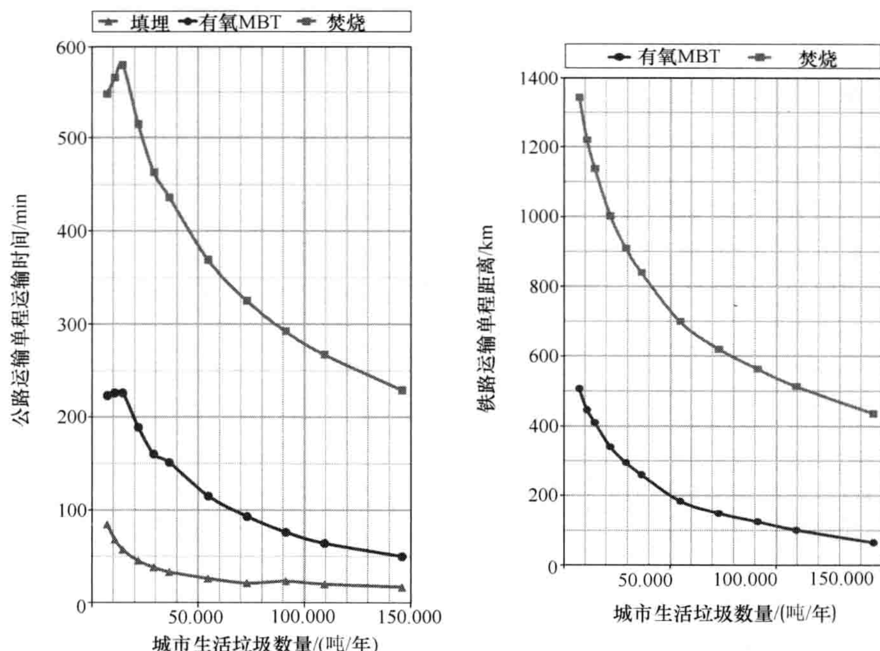


图 2-11　当地产生的垃圾，通过公路运输的最大时间函数以及通过铁路运输到中央 IWMF 的最大距离函数（未使用转运站）

图 2-10 和图 2-11 是在投资成本函数以及收集车、中转站、长途车辆、污水处理厂和最终处置厂每年产生的运营成本函数的基础上组合得到的。最新的图表将在使用更多最近得到的成本函数的基础上得到[12]。

如图 2-10 和 2-11 所示，最大距离的选择需要考虑所选的垃圾处理方法、当地垃圾的数量、运输方式（公路或铁路）以及当地转运站的可使用情况。

就后者而言，有两个备选方案：①当地转运站不存在或者不需要废弃物运送到当地的 IWMF。在这种情况下，需要建立起向 IWMF 运输垃圾的转运站。假设如此，则运输成本必须包括每年对转运站的投资和运行成本，以及它的临时储存设施和长途车辆的成本；②当地转运站已经存在或需要将垃圾运输到当地 IWMF。在这种情况下，可以使用相同的转运站将垃圾输送到中央 IWMF。因此，只需考虑每年长途车辆因额外作业而产生的投资和运营成本。

图表给出了公路运输的最大单程时间。为了得到最大单程运输距离还需要乘以车辆平均速度。图表直接给出了铁路运输的最大单程距离。

运用图 2-10 和图 2-11，设计者可以通过以下步骤来估计所需 IWMF 的大概数量和位置：

1）考虑研究区域的行政级别（如直辖市、县）并选择一个有合理划分数量的研究区域，例如 10 ~ 50 个区域。

2）每个行政区域需要计算每年的垃圾产生量（见2.5.1节），确定人口集中中心点，通过图2-10和图2-11来估计理想处理方法下的最大运输距离，依据人口集中中心点画一个直径等于0.8~0.9最大运输距离的圆。

3）圆周边所在区域可以用来确定和该行政区相对应的中央IWMF位置。由于大部分行政区可由多个中央IWMF服务，因此设计者有许多方法来确定IWMF的位置以及它们所服务的行政区。以下提供一些建议以便做合理选择：

- 和中央IWMF有着良好公路连接的行政区将得到更好的服务；
- 应优先考虑那些选址区域或其附近已有的可用站点（如大型矿场或已经在使用的站点）；
- 选择的区域应该能让所涉及的中央IMWF平均分配产生的垃圾。

在某些情况下，做选择的时候可以排除拥有大量人口的行政区。因为考虑到实际利益，很难在人口密集的行政区找到合适的站点。坦率来讲，在合理距离上将人口密集区的垃圾运输到站点所需的花费也不是高得离谱。

有趣的是，通过上述不同过程来确定所选的站点都可以得到差不多一样的最佳总管理成本。

2.3.2 成本要素的归一化

在本节中，给出了垃圾处理、转运和最终处理的典型成本数据，使得管理计划可以得到经济分析。

2.3.2.1 处置成本

由于工厂的配置和图2-5~图2-8相近，使得成本函数（通过每年的MSW产量来估计初始投资成本和每年运营成本）得到了发展并且可以用图示法和数学形式展示[8]。

对于有氧MBT工厂而言，成本数据已经由一个更先进的工厂设计和成本估算模型产生，并且和来自欧洲工厂的成本数据有所吻合。其余过程的数据也来自最新的欧洲文献。

需要建立合适的数据库，从而获得成本函数（可选处理技术的初始投资成本和年运行成本），结果如图2-12所示。

从图2-12可以看出生物干燥不产生显著的规模经济效益。这是由于其模块化的结构以及在大型装置中多个装置的平行使用。同时也要注意到垃圾生物干燥和SRF焚烧所产生的总成本大于对MSW的直接焚烧。

图2-12给出的投资和运营成本函数是为了导出图2-13所示的处置成本归一化函数。后者基于以下两种典型的情况：

1）市政当局拥有并且运营这些工厂。在这种情况下，每年投入成本设为5.5%，设备的平均寿命为20年（残值为零）。由于该厂向其所在市政区域服务，就没有了增值税。

2）工厂由私人建造和运营。每年内部的投资回报率设为14%，设备平均寿命20年（残值为零）。在这种情况下，费用包括19%的增值税。

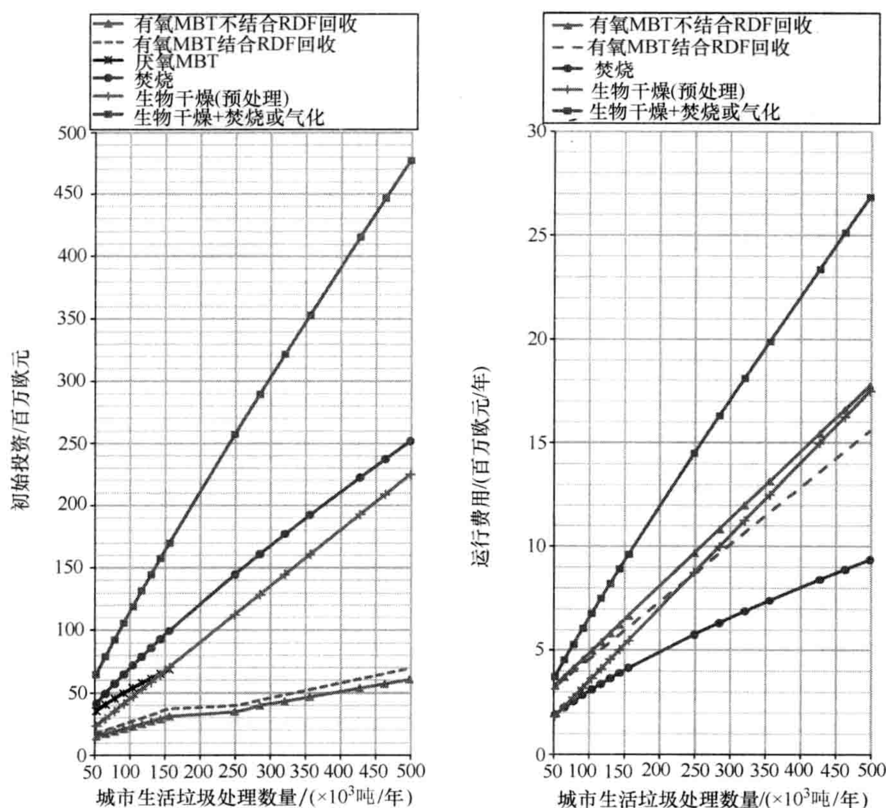


图 2-12　可选垃圾处置技术的初始投资成本和每年运营成本

图 2-13 得到了 2.2 节所提到的可选技术的归一化处置成本（在 MSW 处理中，欧元/t），以及 MSW 生物干燥和 SRF 气化或焚烧的归一化处理成本。

图 2-13 中的处理成本指的是 2009 年的数据，不包括来自销售产品（可回收材料或能源），也不包括未使用产品和残渣的运输和管理支出。同时，图 2-5 ~ 图 2-8 也给出了产品和废品数量的数据，这有助于对相关年度收入和支出作估计。

需要指出的是图 2-12 的成本函数的数据主要来源于文献。因此，这些函数是近似的，不考虑特定条件对每个装置实际成本的影响。此外，图 2-13 所示的处置成本函数根据每种情况作了特殊的假设。不同的假设会导致不同的处置成本函数。

2.3.2.2　运输成本和最终处理

用成本函数来估计转运站和最终处理点的投资、每年运营成本还不适用。然而这些相关函数终会由研究者得到并给出[11]。

垃圾陆运到中央 IWMF 的投资和运营归一化成本的粗略估计分别如下：对面积约 12000km^2 的地区而言需要 30 欧元（吨・年）和 33 欧元/吨，对面积为 60000km^2 的地区而言则分别需要 50 欧元（吨・年）和 72 欧元/吨[7]。

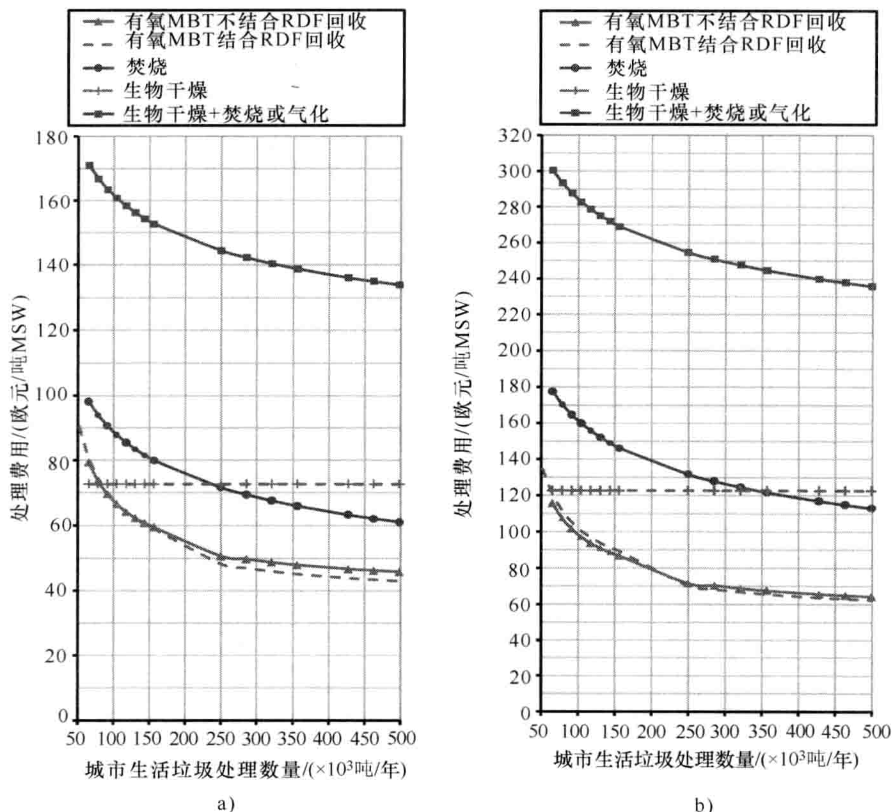


图 2-13 建造和运营的可选技术的归一化处置成本[8]

a）市政当局 b）私人企业

2.3.2.3 产品销售收入

回收可循环物质和电力产出的收入可根据垃圾处理过程中物质和能量的平衡（如图 2-5 ~ 图 2-8 和表 2-1）和市场价格来估计。

表 2-2 给出了一个用于估计厌氧 MBT 工厂运营收入的例子。

表 2-2 厌氧 MBT 工厂通过出售回收的可再生材料的归一化收入[7]

	价格/（欧元/吨可回收材料）		回收	收入/（欧元/吨 MSW）	
	8 月 8 日	3 月 9 日	/（kg/吨 MSW）	8 月 8 日	3 月 9 日
纸	55.8	17.6	164.7	9.19	2.90
塑料	114	34.6	157.3	17.93	5.44
金属	201	141	24.6	4.94	3.47
玻璃	0	0	24.8	0.00	0.00
全部	86.34	31.80	371.4	32.07	11.81

这种估计是基于图2-5所列的材料回收因素以及2008年8月和2009年3月的希腊市场可回收材料价格。在这个例子中，可回收材料的价格由于经济危机而显著下降，工厂的MSW预期收入从32.1欧元/吨降到11.8欧元/吨。

2.3.2.4　激励政策的收入

一些国家提供财政激励来促进特定管理项目。这些可能会影响处置净成本以及需要经济评估的可选择处置方法的净成本，因此需要考虑。

以希腊为例，对MSW中包装材料回收的财政激励使得有氧或无氧MBT工厂因此产生的收入高达22欧元/吨[7]。有趣的是，将销售收入（见2.3.2.3节）和上面提到的激励收入相加，可以和希腊大部分的有氧MBT厂（见图2-13）的处置所需费用相当。

2.4　管理方案优化的对象和目的

本节的目的是列出要优化的问题、为什么要优化以及如何制定最佳方案。

2.4.1　可选择的管理计划

根据2.2.2节所列的处理技术，图2-14给出了一些可选择的管理方案。更具体地说：

- 可回收利用的材料，如纸/纸板，塑料，金属或玻璃，在最开始被分离后可通过较简单的过程来重复使用或回收。
- 混合后的MSW仍然可以在有氧或无氧的MBT工厂处理，从而获得可循环利用材料或RDF及稳定的有机物。惰性残渣可以填埋处理。如果有RDF产生，它可以被垃圾焚烧厂或水泥厂的熟料窑（有限数量）使用。
- 有氧MBT工厂可以设计成能接受经过源分离的可回收材料流而进入其材料分离装置或经过源分离的餐厨和庭院垃圾进入其生物稳定装置。通过这种方式，用于治理MSW的工厂建成后还可以容纳数量一直增加的源分离垃圾流。
- 混合MSW可以和SRF或RDF在垃圾焚烧厂一同处理，特别是在垃圾分离厂回收过可循环材料以后。输出的能量可以作电力、供暖或工业用途。残留物（煤灰、锅炉炉渣、煤灰粉或烟气处理系统中的滤渣）中含有有毒物质，需要在适当的设施中进行处置。
- 在垃圾分离厂回收过可循环材料以后，混合MSW也可以在生物干燥设备中进行预处理。产生的SRF可以烧掉或在水泥厂（有限数量）使用。惰性残渣填埋处理。

图2-14给出了这些选择，但上文也并未详尽描述其他处置方法（如气化，热解）。此外，对于大多数的治理方法，存在一些替代技术，每种技术有其自己的产品类型和特性、产量和经济效益。

每种由设计者开发的管理方案都可以描述为一幅垃圾流程图，和图2-14相近，但形式上更简单。在流程图中，设计者可以对每种类型的装置或某个单独设施进行物质和能量平衡计算（见2.5.5节），对于方案的评估这些措施必不可少（见2.5.6节）。

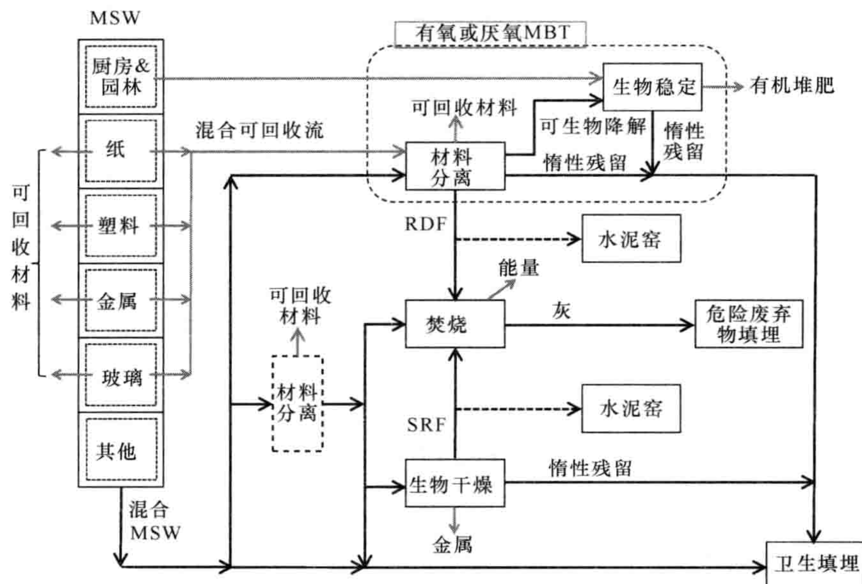


图 2-14　以 2.2 节所给出技术为基础的可选管理方案的垃圾流

2.4.2　方案优化的对象

可选择的垃圾管理方案和它们的组合方案数量巨大，如图 2-14 所示。在这中间，设计者必须选择那些年投资、年运营成本（包括运输，治理和处置业务）总费用中最小的，并考虑到产品销售和财政激励带来的收入。此外，设计者必须确定每个转运站、预处理、处置和最终处理设施的地点、类型和规模，这其中的垃圾流、垃圾产品和残渣也需要考虑。

这些设施的数量、大小和位置，反映了大型中央设施的经济规模和收集这些垃圾所增加的运输成本之间的最佳平衡。为了说明这个原理，通过图 2-15a ~ d 来考虑管理方案的 4 个研究方面。

具有较大规模经济效益的设施可以很好地服务更大的区域，因为这些设施可以弥补较高的运输成本。基于以下：

● 如图 2-15a 所示，如果填埋是 MSW 方案的唯一目标，则需要相当数量的垃圾填埋场（垃圾填埋运行成本低，但经济规模也有限）。

● 如图 2-15b 所示，如果垃圾焚烧，只需要少量的工厂（因为它们的规模经济效益大），同时也只需要少量的有毒垃圾处理厂（因为有毒垃圾的产量有限）。

● 如图 2-15c 所示，如果垃圾在有氧 MBT 中一边生产 RDF 一边焚烧，只需要数量有限的有氧 MBT 工厂（它们提供的规模经济效益相当大）。这些也就需要更少的 RDF 焚烧厂和更少的有毒垃圾处理厂（因为 RDF 焚烧厂的规模经济效益大，同时有毒垃圾的数量有限）。

● 如图 2-15d 所示，如果垃圾进行生物干燥并且焚烧生产的 SRF，则需要许多生

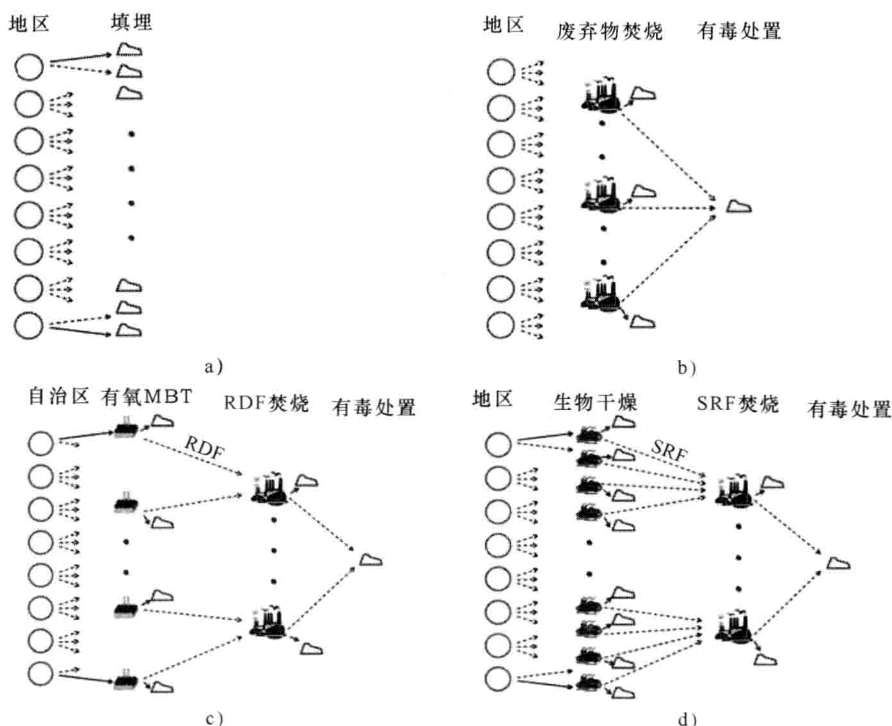


图 2-15　典型的管理方案

a) MSW 的直接填埋　b) MSW 的直接焚烧　c) MSW 的有氧 MBT 以及产生的 RDF 的焚烧
d) MSW 的生物干燥以及产生的 SRF 的焚烧

物干燥设施，因为它们没有规模经济效益（这些设施包括并联模块，其中每一个能够处理约 5000 吨/年的 MSW）。如前所述只需要很少的 SRF 焚烧厂和有毒垃圾处理厂。

上面的讨论说明，在所有但最简单的情况下，制定最佳方案是一项艰巨的任务。其结果是，设计人员需要通过适当的数学方法和软件工具来协助。

2.4.3　优化方案的目的

决策者可能想知道是否需要努力发展最佳方案。为了解决这个问题，通过对一个相对简单和一个比较复杂的案例进行成本和收益研究表明，用于制定合理方案的成本只占其可实现的年度节约成本的一小部分。不仅对以大规模和复杂管理为目标的研究，或者以相对较小和简单管理为目标的情况，这个结论都可以适用。

2.4.4　一个两步走的规划方案

从 2.4.1 节和 2.4.2 节来看，制定最佳方案在大多数情况下是个艰巨的任务。就算在有适当的软件工具协助下（建立过程可能需要巨大付出），也是如此。鉴于此，开发了一个两步走的方法，它包括战略规划和具体的优化设计阶段。

战略规划基于 2.3 节所讨论的规划工具，其目标在于对可选技术的筛选，对治

理、处理设施数量和大致位置的确定，对可选方案的制定以及在它们当中选择一个综合考虑了管理目标、成本、环境问题和社会可承受因素的最优方案（见2.5节）。这个选择可以进行得相当快，且不依赖专门的软件工具，并且提供宝贵的数据供后续研究。

具体的最优规划通常如下：重点关注前一阶段确定的管理方案并且发展该方案使其以最低的成本满足所有法律和其他要求。此外，在发展可选的最优化方案的同时，具体规划还进行敏感性分析（其中每个方案都满足相应的约束条件）。敏感性分析反映了公众关注的赞成或反对情况（例如是否要使用或排除某项设备和技术，以及对应用规模的限制等）。据此，地方当局可以选择一个最好地平衡了公众偏好和反对情况以及相关费用的管理计划。

2.5 战略管理方案的制定步骤

图2-16给出了制定战略管理方案所需的步骤。参考文献[7，9]对此有更详细的描述（有一个实例）。

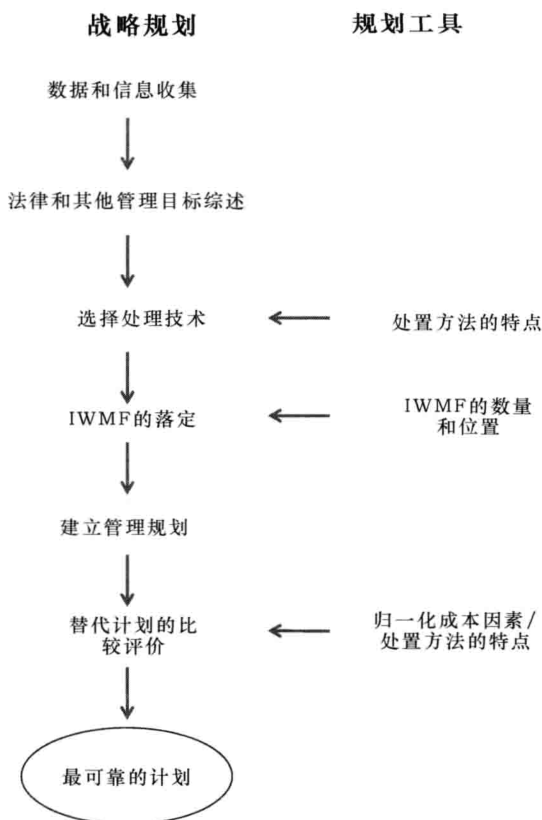


图2-16 制定战略管理方案的流程

2.5.1 数据和信息收集

对于战略管理方案的制定和分析，以下数据和信息的收集是必需的：

• 在设计周期内，常住人口的有关数据和这些研究区域内（城市和社区）的每月游客数。未来发展趋势的估计通常是基于对相关历史人口数和经济数据的分析，而且可以根据发展方案来调整[10]。此信息的主要用途是用于评估垃圾数量和其组分，如下面所述。

• 在设计周期内，每年产生的垃圾数量（每个城市和社区）和每个区域典型垃圾组分的数据。对此估计可以基于对过去垃圾数量和组分数据的分析和外推得到（如果它们存在）[10]。另外，设计者可以利用人口数据，通过文献（例如欧盟统计局[15]，经济合作与发展组织[17]，Riber 等[18]）获得其他类似区域所在国家的标准化的垃圾负载和组分数据。这也可以提出合适的统计模型，它提供了每个地区基于现在的和未来的数据及指标的垃圾负载和组分估计，例如 Daskalopoulos 等[4]，Beigl 等[1-3]所示。数据和指标通常可以从相关统计机构中得到。

• 对于选址的信息可能特别适合 IWMF，例如大褐煤或铝土矿。此信息可从地质和其他相关服务机构得到，并且在 IWMF 的建设过程中得到使用，见 2.5.4 节。

• 现有管理方案的确定。这包括回收的可再生材料的数量，设施的位置、设计、容量，所有的转运、处置和最终处理装置的运行以及这其中的垃圾流。

2.5.2 法律法规和其他管理目标评述

在大多数国家里，对 MSW 的管理目标均有相关立法。例如，在欧盟，MSW 的管理通过一些指导性原则来实现，如 1999/31 号指令（逐渐减少用来填埋的可降解材料），2004/12 号指令（逐步恢复对包装材料废弃物的回收和使用），2008/98 号指令（制定垃圾预防，管理法规和政策的分级标准）。

研究领域适用的法律必须重新审视，它的制定必须量化，并且和方案的制定过程在形式上要兼容。如果立法需求不完整，过时的或相对宽松，设计者可以制定额外的要求从而提高管理质量。对 MSW 进行填埋处理所需的健康和环境保护要求最小。在此之前，从源头回收可再生材料或回收在物质分离设施中的混合垃圾，往往是一个良好的、有经济效益的、实际可行的举措。

2.5.3 处理技术的选择

可选处理方法需要进行筛选，或者进行组合，以期满足所有法律及其他管理目标。这些选择可以基于对可选技术的描述和典型物质能量平衡关系（见 2.2.2 节）以及对可选管理方案（或它们的组合）的引用（见 2.4.1 节）。

根据给出的成本数据（见 2.3.2 节）可以对所选方法以及它们的组合进行预筛选，以期得到最具成本效益的方案。

2.5.4 IWMF 的选址

考虑了每种技术方案后，通过图示化（见 2.3.1 节）给出了确定 IWMF 数量和大致位置（所选覆盖区域）的方法。这种方法对涉及填埋（见图 2-15a）或对惰性残渣填埋的简单处理都可直接使用。如果得到适当应用，相同方法也可用在更复杂的管理

方案上。例如:

● 焚烧厂会产生有毒残渣且治理昂贵，如图 2-15b 所示，对于这样的管理方案而言，IWMF 的选址可以基于垃圾焚烧厂。有毒垃圾处理设施，由于其规模经济效益高和涉及残渣的量少，因此可以内置在最大的焚烧厂中。

● 有氧或厌氧 MBT 厂产生 RDF，而 RDF 焚烧厂产生有毒残渣，如图 2-15c 所示，对于这样的管理方案可以根据有氧 MBT 厂而定。SRF 焚烧厂，由于其规模经济效益高、涉及 RDF 数量少，所需的数量就更少；SRF 可以内置在最大的有氧 MBT 工厂中。同样，需要的有毒残渣处置设施也更少，可以和最大的焚烧厂共建。

● 生物干燥设施产生 SRF，SRF 焚烧厂产生有毒残渣，如图 2-15d 所示，对这样的管理方案而言不能将 IWMF 的选址基于生物干燥设施来选择，因为它不产生显著的规模经济效益（见 2.3.2.1 节）。显然，这些工厂的位置应尽可能靠近垃圾的产生源。鉴于此，IWMF 的选址可以基于 SRF 焚烧厂，其分析基于 SRF 的运输，这占了 MSW 生物干燥量的 55%，见图 2-7。

近似但不十分准确地说，由于未考虑运输系统的设计并且只粗略估计运输成本（见 2.5.6.2 节），上述过程对 IWMF 选址的大致确定是可以满足当前战略规划制定和比较评估的目的的。与上述相同的原因，现阶段没有必要确定转运站的位置。

2.5.5 战略管理方案的制定

通过 2.5.3 节对可选技术的选择和 2.5.4 节对相关处理和处置设施的确定，可以明确需要考虑的管理方案类型。对于每个这样的方案，设计者可以确定每个设施的垃圾流、产品和残渣（例如，一级处置、二级处置或最终处理），考虑到以下几点:

● 在研究地区每年产生的垃圾量。

● 在源头回收物料的数量。

● 每种设备归一化的物质和能量平衡（见图 2-5 ~ 图 2-8 和表 2-1），但需适应研究地区的垃圾构成，合法的产品产量以及其他必须满足的目标。

如果一个不同的管理方案已经存在，它可以和新制定的方案一起以类似的方式确定以便被评估。

2.5.6 可选方案的比较评估

根据 2.5.5 节制定的可选方案在法律适用性、其他管理目标、实施成本、环境友好性、公共可承受性等方面需要评估。

2.5.6.1 法律和其他管理目标的可兼容性

需要审视每个可选管理方案及其物质和能量平衡，以确保满足所有法律及其他管理目标（见 2.5.2 节）。必须指出这其中可能的不确定性、假设和偏差并得到进一步的阐述，应该拒绝尚未解决兼容性问题的方案。

2.5.6.2 经济效益

现在可以分析每个可选方案的经济效益。客观的分析包括：每年的资本投资、运营成本，每年从产品和财政激励上获得的收入，以及根据以上这些得到的运输、治理和最终处置的年净成本。这些数据（符合当地条件的）可以从物质和能量平衡（见

2.5.5 节）得到，或从成本函数以及 2.3.2 节所给信息中得出。

利用图 2-12 和图 2-13，可以基于典型（或平均）工厂规模进行估计。为了估计后者，2.5.4 节中确定的设施数量也需要考虑。

2.5.6.3　环境友好性

根据 2.2.2 节及所列文献，需要考虑当地潜在的空气、水和土地的污染问题，也需要考虑当地已有的基础设施和执法机制，以确保适当的管理措施得以落实和维持，尤其是当有毒废气、废水和固体残渣存在时。

从全球范围来看，欧盟的 2008/98 号指令在垃圾预防、管理法规和政策方面作出了强制的分级：①预防；②拟备再利用；③回收；④其他回收；⑤处理。考虑到环境污染和节约资源问题，以上管理措施依赖可持续的政策支持。根据欧盟文件中给出的每个阶段的不同条件，每个可选方案可以分类，这在全球范围内给出了一个环境友好型的好方法。

2.5.6.4　社会可接受性

管理部门经常指责市民反对在他们周围建造垃圾处理和处置设施的计划，但很少承认许多合理的强烈的反对意见可以通过适当的规划进行有效解决。鉴于上述情况，可选择的管理计划需要评估它们的社会可接受性，需要考虑以下因素：

- 选择合适地点来建立处理和最终处置设施。在这阶段只知道这些地点的大概位置，因此无法评估其是否合适。这显然不适用于已有的管理方案，而对新计划而言就特别的合适，因为该地点可能在一开始就已经知道（见 2.3.1 节）。
- 管理方案的环境友好程度，见 2.5.6.3 节。
- 产品的有效使用。例如，把稳定化有机物作为土壤的恢复剂。
- 通过使用转运站尤其是在雨天运输，来最大限度地减少道路交通问题。
- 建设 IWMF 给当地公众所带来的直接和间接经济利益或其他发展的可能性。其中最重要的是垃圾处置设施及相关服务可以创造新的工作岗位。

2.6　最优规划的具体制定步骤

本节解决对垃圾回收后剩余的 MSW 管理问题，并且考虑垃圾运输（指打包车辆已经完成了收集任务）、处置和最终处理。

这里的目标是为制定最佳管理方案提供一系列步骤，使其以最小成本（年化资金投入与所有的运输、处理和处置业务的年度运营成本总和，还要考虑到产品销售和财政激励带来的可能收入）来满足所有法律及其他管理目标。

可以用软件系统（被设计用来满足一部分或全部交互方案的要求，见 2.4.2 节）来辅助制定最佳方案。理想的情况下，相关的软件系统应该能够：

- 通过具体的产品和产量来考虑所有感兴趣的可选技术，并确定这些技术的最佳组合和其中的垃圾流。该解决方案可以得到每个预处置、处置和最终处理设施（伴随这些设施需要的输入源和输出接受者）的最佳地点和规模。

● 以类似的方式确定 MSW 的最佳运输系统、中间产品和废料。该系统通常包括一个运输网络并结合了公路、铁路和海洋运输方式。

● 考虑所有现有的基础设施，并确定其最佳的使用管理方案。

● 在受制约的情况下制定最佳的解决方案，如填埋容纳能力，设施容量限制等。

● 制定最佳的动态方案，以防一些基本的设计参数，如垃圾数量或管理的目标随时间而发生较大改变。

● 为每个最佳方案提供全面的成本分析。

当产生了一个最佳解决方案时，决策者往往希望知道当地政府的目标和反对意见对技术和经济的限制性影响（例如赞成或反对某项技术，赞成或反对某些地点，容量限制等）。为了满足这样的要求，开发了一系列优化管理方案，每个都满足一系列约束条件。敏感性分析包含了在市、县和地区层面的最佳方案的比较。后者增加了规划的工作量，但给决策者提供了宝贵的信息，帮助他们平衡社会和其他针对成本的选择，从而选择最合适的方案。

一个合理的最佳方案的制定和核准如图 2-17 所示。

根据这种情况，设计者需要在战略规划所提供的方向下准确确定可选的位置，收集必要的数据和信息，制定详细的最佳方案，并进行敏感性分析。可选方案和其相关的成本数据，需要提交给地方当局、公众并接受相关机构（考古，林业等）的审查。根据收到的不同反馈意见，需要制定新的计划以解决更多有关公众喜好、关切的问题或遵守额外（如土地利用）的限制。随后召开的会议可能会客观地选择一个可选方案（考虑到相关的技术和经济数据）。已经存在的可选计划允许该计划的参与者选择一个不一定是最昂贵的，但却是最好平衡了他们在相关成本的喜好和反对意见的方案。经过会议的讨论，如果各方团体都做了妥协，那么财政和其他激励计划就可以落实。

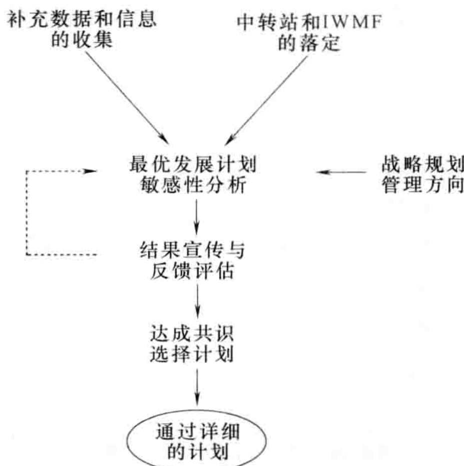


图 2-17　制定具体方案的流程

制定最佳的具体方案所涉及的步骤在以下各节作了更具体的描述。

2.6.1　设施的选址

2.6.1.1　转运站的位置

转运站位置比较好选，即使在拥挤的市区，有关的扰民问题都较小。在大多数情况下，这些站点与公路、火车客运站或港口相连，这取决于所选交通方式。可选站点应该有一个良好的地理位置并且易被市政府通过。如果可能的话，较多的可选站点有利于最佳方案从中选择一个合适的。

2.6.1.2　处置和处理设施的位置

选择合适的处置和处理设施的位置更难，特别是对于后者，需要更多的考虑。根据某种设施的适应性，选择合适的地点必须满足众多的适用性标准，并且绝不能造成显著的扰民问题[6]。更具体地说：

候选地点的选择第一个步骤是对合适的适用性标准的确定。这些地点对环保要求一定要高，但不能过严，防止漏掉潜在的合适地点。在此之后，可以利用地理信息系统（GIS），从而在研究区域找到符合所有标准的地点。GIS 可以对空间进行连续扫描，以找到适用于此目的的相关空间信息。查找结果的质量取决于相关的空间信息的可用性、完整性和准确性。

第二个步骤是派一个专家小组到所选地点进行实地考察，以便检查该地区明显的地质或其他问题。理想情况下，如果可用空间信息是完整、准确和最新的，该步骤可以省略（但这种情况很少见）。

第三步是对每个设施所产生的扰民问题进行评估。一个关键的标准是该地点对周围的定居点、主次干道和考古遗址的可视性。这个任务可以借助于 GIS，描绘当地所有区域的可视性，使得一部分选址得以考虑。

另外一个需要考虑的因素是，附近的定居点的数量、大小和距离以及连接定居点和外界道路间的畅通性。地形也需要考虑，以便发现潜在的问题，例如对气味的散播和排放的不利条件。GIS 可以提供所有这些评估测试的选项。

通过上述过程，可以选择最合适的地点（在 2.5.4 节确定的地点里面或附近）。如果在这些区域找不到合适的地点，可用其他能够有合理地理分布的地点代替。如果有其他合适的地点，也可以考虑，从而允许最佳方案从中选择。

一般来说，只要有足够数量具有良好的地理覆盖范围的候选地点，最终的最佳方案的管理成本不会很高。

2.6.2　数据和信息收集

最佳方案所需的输入数据的种类和形式取决于计算机系统的可用性、它的设计和能力。对于能提供 2.4.2 节和 2.6 节中的函数和输入数据的计算机系统而言，有如下要求，见图 2-18：

1）垃圾的数量和组成。这些信息通常在战略规划阶段（见 2.5.1 节）收集，但需要完善在分辨率、趋势和总体质量中可能存在的缺陷。

2）打包车辆在每个市区收集的垃圾的临时分配。这需要对垃圾接收及转运和处置设施的临时存放装置的规划，这些问题可表示为每周最大负载，每周负载的每日分配和每日负载的每小时分配。

3）现有设施的位置，及其设备和性能特征的关键数据。这些信息可以通过对每种设备的专门调查来收集。

4）转运、处置和最终处理设施的可选地点的选择，包括其关键特性（例如填埋区的容量）（见 2.6.1 节）。

5）确定连接市区到站点、站点和站点之间的最佳路线（考虑平均速度和平均运

输时间）。这些信息通常是通过使用 GIS 来得到。

除上述之外，信息需要包含一系列约束条件以反映来自当地公众的反对或偏好，以便用于敏感性分析（见 2.6 节）。

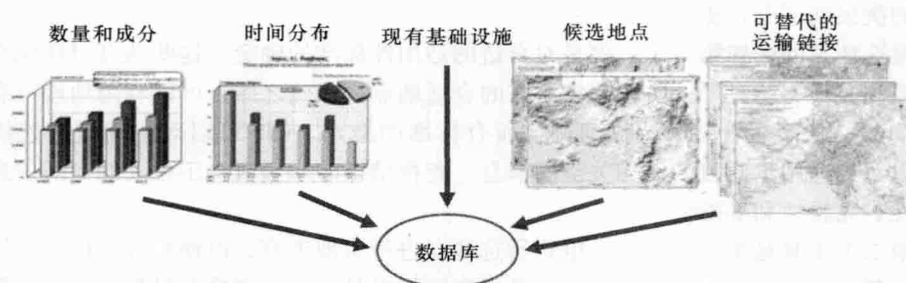


图 2-18　编写最优程序涉及的输入数据

2.6.3　最佳管理方案的制定

这要根据可用软件（部分或全部有关最佳方案，见 2.4.6 节和 2.6 节）能否做到完善。如果能提供一切信息，大多数软件可以处理垃圾转运系统的最佳选择问题。

图 2-19 展示了在某些选定要求和特性下的计算机系统（满足 2.4.2 节和 2.6 节的要求），此外该系统还提供选定种类的设备的最佳配置和操作[5,13]。

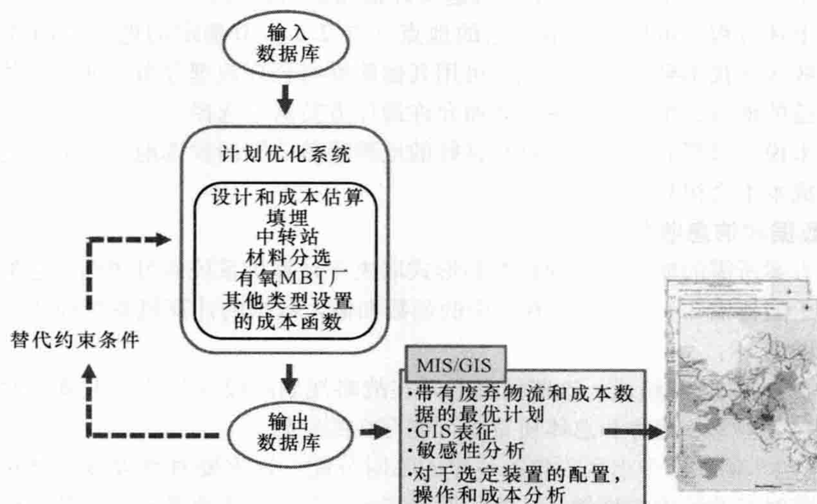


图 2-19　在选定功能和函数的情况下制定最优系统的流程图

该系统包括能估计方案中资本投资和每个设备年运营成本的模块。通过使用合适的厂房设计和成本估算模块，转运站、物质分离单元、有氧 MBT 厂和垃圾填埋场所需的成本数据（能满足当地条件的成本估计，如收集的垃圾或垃圾组分的临时分配等）是可以分析估计的。其余设备的成本数据来自成本函数，其中一些见 2.3.1 节。

计算机系统的输出被存储在数据库中，数据库再提供给管理信息系统（MIS）。后者产生一系列报告，这些报告描述了最佳方案的物流和经济数据，方便对市、地区和国家层面（敏感性分析）的可选方案进行比较，还包括选定的设备（转运站，物质分离装置，有氧 MBT 工厂和垃圾填埋场）的配置指南、操作和成本分析。最后，GIS 可用来生成图示化的最佳方案[5]。

2.7 讨论

通过对 2.5 节和 2.6 节所描述的两步规划方法的不断运用，设计者可以处理管理所遇到的实际问题而无视其复杂性。在具体规划阶段所开发的软件可以来辅助战略规划的制定，并提高其可信度。最佳具体方案的应用可以通过战略规划所确定的管理原则而得到显著简化。然而，在战略和具体规划阶段形成的有价值的管理手段还可以独立应用在其他方面，例如：

- 如果资源有限，设计者可以至少完成战略规划，并且在这基础上用传统方法制定具体方案。对站点位置和数量的大致确定、可选处置计划的筛选、可选战略规划的比较评估和制定都有助于形成最终的合理的方案。
- 在不太复杂的研究中（可选管理计划不多），设计者可以跳过战略规划阶段而直接制定具体的管理方案。

最佳具体方案的制定过程通常是为了更完整的方案而准备，但也可以用来优化已有方案的某些环节，例如优化垃圾运输系统。

参考文献

1. Beigl P, Wassermann G, Schneivder F, Salhofer S (2003) Draft waste generation prognostic model/the use of life cycle assessment tool for the development of integrated waste management strategies for cities and regions with rapid growing economies. Contract number: EVK4-CT-2002-00087 EU
2. Beigl P, Wassermann G, Schneivder, Salhofer S (2004) Forecasting municipal solid waste generation in major European cities. International environmental modeling and software society (IEMSS). In: Conference proceedings, 14–17 June 2004. University of Osnabruck, Germany
3. Beigl P, Lebersorger S, Salhofer S (2008) Modeling municipal solid waste generation: a review. Waste Manage 28:200–214
4. Daskalopoulos E, Badr O, Probert SD (1998) Municipal solid waste: a prediction methodology for the generation rate and composition in the European union countries and the united states of America. Resour Conserv Recycl 24(2):155–166
5. Economopoulos AP (2004) Formulation of optimal solid wastes management plans/ methodology and application in Attica. Book in Greek. Technical chamber of Greece
6. Economopoulos AP (2009) Sitting of integrated waste management facilities/a new methodology with an application in crete. In: 11th international conference on environmental science and technology, 3–5 Sept 2009, Chania, Greece
7. Economopoulos AP (2009) Formulation and comparative evaluation of alternative plans for

the management of municipal solid wastes in Greece. Book in Greek. Technical university of Crete. http://library.tee.gr/digital/books_notee/book_60264/book_60264.pdf
8. Economopoulos AP (2010) Technoeconomic aspects of alternative municipal solid wastes treatment methods. Waste Manage 30(2010):707–715
9. Economopoulos AP (2010) A methodology for developing strategic municipal solid wastes management plans with an application in Greece. Waste Manage Res 28(11):1021–1033
10. Economopoulos AP, Naxakis G, Gouskos Z (2008) Quantities and composition of the MSW in Greece and management requirements in accordance with EU directives. In: 1st international conference on hazardous wastes management, 1–3 Oct 2008, Chania, Greece
11. Economopoulou AA, Economopoulos AP (2005) Transport distances versus economies of scale for municipal solid wastes treatment and disposal installations. In: 9th international conference on environmental science and technology, 3–6 Sept 2005, Rodos island, Greece
12. Economopoulou AA, Economopoulos AP (2011) A graphical method for defining the near optimal number and the approximate location of waste treatment and/or disposal installations. In: Proceedings CEMEPE/SECOTOX 2011 conference, 19–24 June 2011, Skiathos island, Greece, 467–473
13. Economopoulou MA, Economopoulou AA, Economopoulos PP, Economopoulos AP (2005) Optimal solid wastes management/part i: methodology and software infrastructure. In: 5th international exhibition and conference on environment "HELECO'05", Paper O-C31. Technical chamber of Greece, 3–6 Feb 2005, Athens, Greece
14. European Commission (2006) Integrated pollution prevention and control/reference document on the available techniques for waste incineration. http://eippcb.jrc.es/reference/
15. Eurostat http://ec.europa.eu/eurostat/waste
16. Juniper Consultancy Services Ltd. (2005) MBT: a guide for decision makers processes, policies and markets. http://www.juniper.co.uk/Publications/mbt_report.html
17. OECD (2007) OECD Environmental data, compendium 2006/2007, waste. OECD
18. Riber C, Pedersen C, Christensen TH (2009) Chemical composition of material fractions in danish household waste. Waste Manage 29:1251–1257

第3章　废弃生物质热能利用集成生产系统的方法框架

Eleftherios Iakovou，Dimitrios Vlachos，Agorasti Toka

摘要： 在现有热能生产系统环境框架下的可再生能源资源（Renewable Energy Sources，RES）集成已成为可以用来解决全球能源需求日益增长的有应用前途和可持续政策之一。特别是对于发展中国家来说，能源系统分布较为分散，当地可用的 RES 是一个可行的热能来源。本章通过给出废弃生物质利用的相关驱动进而建立了一种把废弃生物质融入提供热能生产的投资组合的方法框架，特别是针对发展中国家的相关系统和供应链运作进行了案例分析。所建立的通用战略优化模型选取一个特定区域进行最优能源组合。该模型在利用调节系统进行假设分析中得到广泛应用，目的是在把废弃生物质并入现有能源系统的基础上提高全面有效的政策。最后，研究了一个世界范围的案例并对一些值得关注的管理方案进行了讨论。

3.1　引言

随着全球的人口增长、经济发展和生活标准的提高，在过去的数十年全球能量消耗逐年平稳增加。同时尽管化石燃料储备持续减少，价格快速增长，但它的广泛使用带来了大量众所周知的环境问题。这给决策者如何合理分配现有能源管理系统中的多种能源资源提出了艰巨的挑战。一个多元化的能源组合可以稳定燃料竞争市场，保证合理的燃料价格，同时可保证能源供应的安全和实施环境气候有效管理[13]。因此，包含现有热能系统的可再生能源集成是一个有前景的研究方向。在许多发展中国家，扩大清洁经济型能源在快速增长的经济中的比重将作为本章一个重要的研究议题。满足多种需求行业的当代能源系统及其潜在能源来源的复杂性阐述如图 3-1 所示。

供暖需求占全球总能源需求的很大一部分。尤其是对于能源系统缺乏集中调节的过渡经济体，当地可利用的可再生能源已发展成为提供热能的一个可行选择。在本章中，我们致力于解决在现有能源生产系统中废弃生物质集成问题。由于生物质自身的体积大，还需要协调开发各分散产出点必要的容量，因此生物质的利用受到了其处置成本和物流运行复杂性的严重制约。此外，生物质质量依赖天气、季节性农业产物等均给生物质能供应链管理提出了独特的挑战。

在本章中提出了一个全面的方法论体系将废弃生物质综合融入现有能源生产系统，并考虑到所有可能的主要管理和技术方面因素。首先讨论了在发展中国家这些政

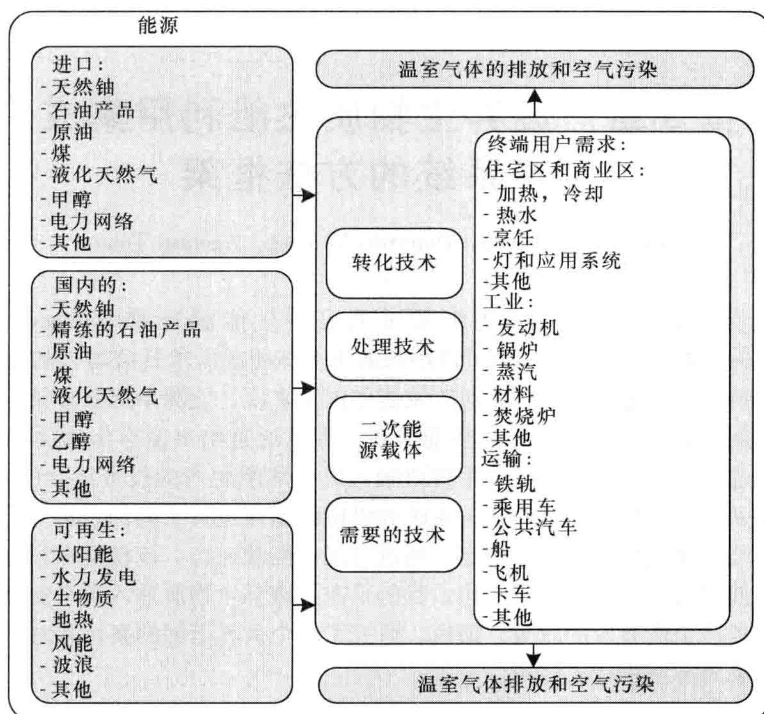


图 3-1　集成能源系统的图形化表示[4]

策产生的影响（见 3.2 节）。在 3.3 节中涉及废弃生物质能源系统技术。基于一个用于建筑供暖的最新应用，更具体地提出了一种可选的热能生产系统路线，在上述基础上，结合关键变量、特征和相关可持续挑战，提出了一系列废弃生物质供应链运作方案。在 3.4 节中，我们提出了一个最先效应策略优化模型，它可被监管机构用于在最大限度减少总成本的基础上，确定在地区层面上不同类型的用户的最佳混合热能来源，同时满足可再生和常规能源的可利用性、需求及 CO_2 排放约束。该模型可以提供给系统监管机构进行各种进行假设分析以开发出有效介入政策（如通过提供税收减免、补贴等），进而促进废弃生物质与现有能源系统的一体化。结合希腊进行了案例分析，敏感性分析成功应用于相关区域中，如 Pella 县。最后，我们将该模型应用于世界范围情况下的特定区域，同时对结果和管理经验进行了讨论。在最后一节对本章进行了总结。

3.2　动机

生物质热利用已经有一段相当长的历史，通常应用在民用炉灶或以木料为燃料的炉子中，据估计生物质热利用约占总可再生能源热利用的 95% 份额[25]。在本节中，

将提出废弃生物质转化成现有能源供应链的主要驱动力。欧盟（EU）的相关监管方案也提出来说明目前成员国中影响生物质热利用的监管环境。最后，分析讨论了废弃物能源化政策对发展中国家的影响。

3.2.1　用于热能生产的废弃生物质能

在此我们将进行废弃生物质利用的案例分析并给出相对于其他可能热利用选择的优点。

1. 废弃生物质与能源作物

尽管从能源作物中生产生物燃料（也称为第一代生物燃料）已受到关注，但由于一系列问题的出现，这一政策的可行性受到了质疑。根据 OECD（经济合作与发展组织）和联合国粮食及农业组织[43]的报告显示，生物燃料需求的增加正在引起农产品市场的根本改变，这使得许多农作物的价格上涨。此外，对环境恶化和这一产业的经济可持续发展的担忧也影响了生物乙醇的业务增长和社会认可[35]。

而从废弃生物质获取的第二代生物燃料则不受这些问题的影响，同时还可以支持有效的废弃物管理政策。第二代生物燃料是从非传统意义上人类消费的原材料上获取。因此，不用太多关注其使用会导致发展中国家发生饥荒，或者影响发达国家的消费者价格。除了减少将粮食供应的威胁转移到燃料生产外，第二代生物燃料还被认为比第一代生物燃料更环保[9]。另外，原料的来源很广泛，包括现有作物的非食用部分、茎部、提取食物之后剩余的叶子和外皮，也包括不是用于专用食品的其他作物，如柳枝稷、果实类谷物和木屑、果皮一类的产业废弃物[31]。大量的农业残留物往往是被烧掉、分解或抛弃，然而它们可以收集起来有效地用于能源生产[48]。目前，一些现代企业正在研究新一代的生物燃料来克服生物燃料行业遭遇到的寒冬。这些企业计划使用碳氢化合物以代替乙醇，它的化学分子式更接近飞机、火车和汽车动力需求的燃料[51]。

2. 废弃生物质与其他 RES

关于能源供应和缓解气候变化的示范研究表明所有可持续能源选项在大幅减少温室气体排放的同时均需要满足未来世界的能源需求。风能和太阳能是很好的选择，但是它们的利用受到其并入电网的限制。另外，太阳能发电的成本很昂贵。水力发电的开发潜力有限，事实证明地热能和海洋能的利用相当复杂。而相对而言，生物质在高质量以碳为核心运输用燃料的生产和各种工业原料的提供等方面均起到重要的作用，因此可以作为一个替代矿物油的主要选择。所以，生物质等燃料的有效利用可替代很大一部分石油需求，从而可在能源安全供应方面做出非常重要的贡献。

利用生物质供热还可带来高效的环境效益。当使用高效燃烧系统时，与煤和油的燃烧相比，生物质燃烧的污染物排放对空气质量的影响可以显著减少。为减少大量的输电损耗，集中供热系统的位置应靠近消费者，因此这一要求对于人口稠密的城市地区显得尤为重要。此外，生物质可以提供一个持续的能源供应，因为它不同于风能和太阳能，可以长时间储存；也不同于石油和天然气，生物质的价格更为稳定。因此，预计在未来的数十年里，生物质仍将是可再生能源最重要载体之一[24]。

3. 废弃生物质供热与其他应用

在某一区域层面上，与生物质的其他应用方式和利用其他可再生能源、化石燃料供热相比，利用废弃生物质供热的核心优势是很显著的。随着近年来的技术进步，生物质供热的节能效率大约是生物质发电的两倍。此外，由于技术原因，如要实现高效发电通常需要燃料质量比生物质平均质量更高和比供热更大规模的系统。至于运输用燃料的生产，生物质热利用的能源效率优势似乎更加明显[33]。因此，生物质能源供应链的集成可以扩大可再生能源在能源结构中的比重，从而提高其安全性和一个地区的能源供应多样性。

4. 欧盟范例

根据欧洲议会智能能源执行机构（IEEA）的数据[29]，供热/制冷行业几乎与交通和电力一样同样消耗了一半的终端能源。大部分的热能由化石燃料（石油、天然气、煤炭）产生。2004 年，根据 IEEA，如生物质能、太阳能和地热能这样的可再生能源提供了 4900 万吨当量油（1 吨当量油 = 11.63MWh），相当于 8.4% 的总耗热量。欧盟的供热和制冷可再生能源主要是由生物质（50% 的家用取暖）所产生的。关于太阳能，从 2005 年底至今，欧盟已经安装了超过 1600 万 m^2 集热装置，但超过 70% 的能力集中在三个欧洲国家，即德国、希腊和奥地利。此外，在欧盟 25 国中，2005 年地热能提供约 180 万 t 当量油，其份额低于总体热能消耗的 0.5%。

在过去的 20 年里，由于生活水平的提高、家用电器的广泛使用和更高的空间供暖要求，建筑能量模式发生了相当大的变化。此外，在不久的将来随着家庭人口数量的增加和生活方式的变化，预计较小的家庭规模将导致能源需求的上升。采用的解决方案可以为最终用户减少能源需求（减少 CO_2 排放），带来明显的经济效益。事实上，建筑中的能源效率和可再生能源利用有着密切的联系：数个成功的项目都表明，通过结合能源效率和可再生能源系统，可以大大减少商业和住宅建筑对常规能源的需求[30]。

欧洲政策框架极力促进可再生能源的发展。虽然地区间可再生能源用于电力或液体生物燃料用于交通运输会有所不同，可再生能源供热和制冷行业不受欧洲的专门立法约束。这部分是因为不同欧盟成员国间的供热和制冷需求、现有基础设施和各种可再生能源可用性的显著差别。在这种情况下，2009/29/EC 指令通过进一步激励替代能源的使用，旨在改善和拓展成员国间温室气体排放配额交易范畴[14]。欧盟现有立法包括建筑物能效（EPBD）指令鼓励利用可再生能源供热，以进一步促进社区建筑物能效的提高[12]。在其他方面，规定对于总使用建筑面积超过 1000m^2 的新建筑，成员国应保证在其开始施工之前，应考虑可选择代替系统的技术、环境和经济可行性，如基于可再生能源、热电联产（CHP）、区域/分片供热和制冷或者热水泵等的分布式能源供应系统。最近发布的 2010/31/EU 指令清晰地要求新的建筑应该有一个非常高的能效；建筑物近零或非常低的能量需求在很大程度上应由可再生能源或就地或附近产生的能源所提供[15]。

提质木材燃料的效益及其欧洲市场已得到改善，而且将随着一系列意识的提高而

不断得到发展，这些意识包括：可持续发展、传统化石燃料的市场行为、先进锅炉及燃烧器的适用性、新型木质生产厂和热电联产厂以及上涨的政府补贴可能性[10]。生物质能在能源组合占高百分比的国家，如瑞典、奥地利、丹麦，往往有好的资源可用性和完善的区域供热基础设施[26]。目前在欧洲，成团燃料（即包含由生物质生产的高能量固体燃料）的使用只是集中在少数成员国包括瑞典、丹麦、荷兰、比利时、德国、奥地利和意大利。特别是在奥地利，成团燃料供热系统在过去十年里居民供热新售锅炉市场份额增长超过了 12%。

3.2.2 发展中国家的案例分析

在过去的十年里，可持续经济型能源利用进入快速增长的通道，同时也成为其他发展中国家一个至关重要的议题。根据国际能源署[28]的报告，在预计的世界能源需求增加量中非经合组织国家占 93%，反映出经济活动、工业生产、人口和城市化的增长率。中国作为一个有代表性的实例，能源需求将占全球能源预计总需求量的 36%，从 2008 年至 2035 年将增加 75%。在同一时期，印度的能源消费量预计也将增加一倍以上。因此，为了满足其国内能源需求，这些发展中国家对进口化石燃料日益增长的需求量预计将对国际市场产生越来越大的影响。

另一方面，据估计，目前仍有超过 14 亿人没有用上电，绝大多数都生活在发展中国家的农村地区，主要基于传统燃料来满足他们的基本能源需求。上述区域的电力和其他形式能源的获得和利用与千年发展目标（MDG）及联合国一系列致力于减少全球贫困和改善人类生活条件等成果息息相关[38]。然而，在经济上，基于扩展的电网和/或基于柴油发电机组分布系统的传统农村电气化项目是不可行的[20]。

虽然社会经济条件在发展中国家存在很大的差异，但仍可以在他们大多数中找到某些共同（相当独特）的能源系统特征。这些特征主要包含：对传统能源的依赖，城市-农村的不平衡发展，经济结构性变化和从传统向现代生活方式的转变，以供应短缺、能源公共设备表现不佳为特点的低效能源部门，存在着多种社会和经济障碍阻碍资本流动以及缓慢的技术传播[3,44,52]。发展中国家的农村偏远地区人口密度低、居住高度分散、较低的人均能耗水平和集中式能源系统缺乏等特点特别突出。此外，农村地区的废弃生物质可以广泛使用，采用本地资源进行分散的热能供应是一个常用的手段，但是缺乏系统组织实施。因此，废弃物热能生产的政策必将对发展中经济体产生广泛的影响。

通过大量间接优势和各部门间的协同效应，发展中地区可以通过开发建立起废弃生物质产热供应链从而受益。生物质的生产会带动农村地区的直接和二次就业，从而促进区域发展并增强社会凝聚力。由于生物质能量密度低，因此生物质的运输、处理和存储成本是其在能源市场中的竞争力至关重要的影响因素。越接近生物质生产基地，生物质能利用的总成本越低。由于高效发电需要规模化和较低的配电损耗，如果考虑到整个能源系统的节能、排放和降低成本等因素，采用当地可用生物质资源产热（但不是用于发电）似乎是更有效的做法[33]。由废弃生物质获得的第二代生物燃料完全可以有效地支持区域废弃物管理相关政策。

3.3 废弃生物质热能

在本节中，首先概述从可再生能源生产的热能，然后讨论在建筑供暖中最新的应用。然后，结合关键变量和独特的特征描述相关供应链的运行情况。最后对热能供应链中可持续性问题也进行了探讨。

3.3.1 热能生产

在全球范围内，可再生能源用于热能生产被认为是可再生能源潜力发展的新契机。在许多情况下，较成熟的太阳能、生物质能、地热资源等可再生能源技术是目前减少二氧化碳的排放量和对化石燃料的依赖可用的手段。供热需求占全球能源需求的很大一部分。建筑行业消耗了总能源需求的35.3%，其中75%是用于空间和家庭用水供热。根据国际能源署研究，目前世界太阳能热利用为200~210PJ/年（4.8~5百万吨当量油），地热为260~280PJ/年（6.2~6.7百万吨当量油），而从现代化生物质能提供的热量则是太阳能热发电和地热两者总量的近10倍（4000PJ/年、80~100百万吨当量油）。太阳能热水供热、生物质用于工业和家庭供暖和地热供暖系统是减少二氧化碳排放和对化石燃料依赖成本最低的方法[25]。作为能源载体的可再生能源可提供供热范畴很广（见图3-2）。

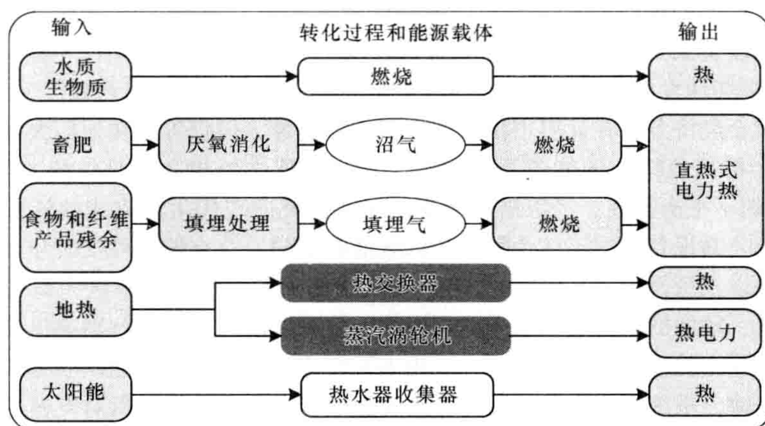


图3-2 RES直接产热和热电联产系统案例[25]

生物质（生物能源）提供能源涉及复杂的预处理、提质和转换过程，其中的转换过程可以有多种转化途径来实现由原材料制备能源载体，具体如图3-3所示。

生物质热能生产过程的选择主要取决于生产规模（无论是为个人住宅、商业建筑、公共或工业系统）。它还取决于生物质原料的类型和数量，以及环境和经济参数。原料产品的不同主要在于其在各种生产过程中的适用性、其区域的可用性和转换成本。

在许多情况下，生物质直燃产热是一个成熟且相当有竞争力的热能生产技术，包括木材燃烧炉、成团燃料锅炉和厌氧消化产生的沼气应用。如木材燃烧炉和成团燃料

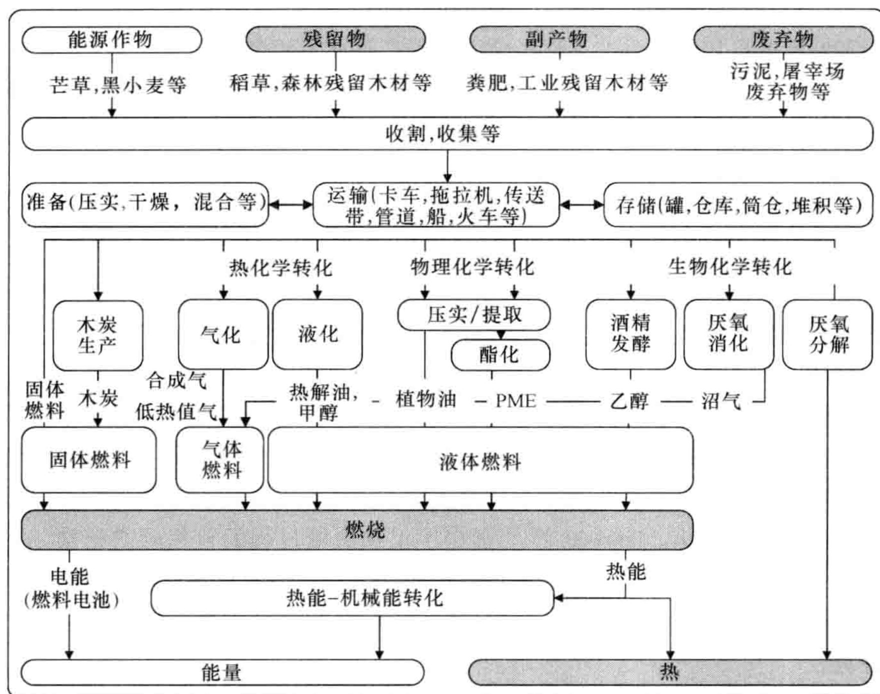


图 3-3　生物质可再生能源生产系统图[32]

锅炉这样的现代化生物质能系统可以控制空气和燃料的混合，还具有把热量从燃烧点传输到需求点的分布系统，因而可以在实现效益最大化的同时减少污染物的排放。选择精心设计的较好控制燃烧过程的炉子或锅炉很重要，这样可以减少一氧化碳、碳氢化合物和与传统生物质燃烧有关的粉尘排放[25]。生物能源的另一个应用是热电冷联产、同时加热和冷却，从而最大限度地发挥单位生物量的整体转化效率[46]。

1. 小规模热能生产

最简单的生物质燃烧系统是标准开式壁炉。然而，由于它能源效率低、粉尘多和高污染排放，这种原始的燃烧方式已经几乎被舍弃。小规模消费主要是指每年需求不到 10 吨成团燃料的住宅用户。成团燃料是指由生物质生产的高能量密度固体燃料，被广泛用于个人房屋温水加热系统中的炉灶或锅炉。一个中小规模消费是指需求在 10～1000 吨/年的用户（典型的用户是企业、酒店、较大的住宅单元）。目前，在用的有多种各类小型燃烧设备（多户住宅的典型热输出功率是 6～25kW，最高可达 50kW）。小型设施的效率低于大型设施。使用成团燃料和某些案例中使用稻草的自行处置系统是小规模行业中的效率领先者。先进的小型生物质燃烧设备可分为电子控制的手动填充柴火炉和自动给料的成团燃烧炉。

2. 大规模热能生产

在地区层面，由于热分配的损失较高，因此热能生产趋向于非集中化（热量消

费越集中，输送热的损耗就越低）。一个地区供热厂的能力是取决于附近用户的热消费能力和原料的可用性，除非该厂是化石燃料产热而不用考虑上述因素。因此，基于生物质的供热厂的设计应对可用原料的范围进行仔细和全面的评估，该范围通常是在一个小的半径范围内考虑，约为80~150km[33]。

3.3.2 废弃生物质供应链的运作

区别于传统的能源供应链，生物质能源供应链有几个独特的特点。首先，农业生物质类型通常具有季节可用性的特点，因此可在一个较长的时间段内达到规定的存储量；这也反过来会给发电厂带来较高的生产成本。其次，当决定物质供应网络物质流时，必须考虑天气变化的影响和动态变化市场中废弃生物质利用的相互竞争。因易腐生物质产品会对可接受的运输交货期和储存时间产生较大的影响，因此生产易腐产品的生物质供应链将更复杂。此外，与化石燃料相比，多数形式的生物质每单位质量的能量密度相对较低，这往往增加了搬运、贮存和运输单位燃料的成本。随着对替代能源的需求和燃料替代品的价格竞争，废弃生物质供应链应足够健全和灵活，以适应不可预知的市场环境变化。Iakovou 等[22]提出了上述决策过程的自然层次结构，并将所有相关工作进行了分类研究，其结果均体现在决策过程中的相关战略、策略和操作水平上。由此，Iakovou 等[23]综述了关于生物质供应链的先进建模手段和对现有建模工作的分类。

废弃生物质转化为热能供应链的不同操作步骤一般如下：收获/收集生物质（从单个或几个位置）、预处理（一级处理或成团生产）、存储（在一个或多个中间位置）、运输（使用一个或多个编队）和小型或大型热能源生产工艺。具体过程如图3-4所示。接下来将讨论系统的的特殊性。

1. 收集和预处理

生物质残留物的收集代表了一个在废弃生物质热能供应链中最重要的成本因素。收集过程属于能源密集型归因于运输所耗的燃料成本。生物质的含水率随收获时间的不同而改变。对于某些作物，由于在进一步利用前需要预干燥，因此还会产生额外的加工费用[36]。一些生物质的处理工序，如通过增加生物质的容重（如将森林物料或小灌木林茎加工成碎木片）或将生物质成组（如将稻草打包），将有助于提高其处理效率和运输数量。一级处理可以发生在供应链的任何阶段，但往往先于道路运输如与收集结合将更廉价[2]。由于不同运作阶段之间具有一个很高的相互连接水平，因此生物质的收集方法将从根本上影响着生物质供应链的存储、处理和运输。数个研究者讨论了与收集相关的方法、收集机器、相对成本等，以及特定的生物质原料如柳枝稷[7]、森林燃料[11]、棉植物残体[16-18]、一般草本生物质[6]、代木残料[42]和玉米秸秆[47]等的存储或运输议题。生物质收集之后的后续阶段处理与转化技术是与在热能生产设施或成团燃料厂中的应用息息相关。未加工的生物燃料基本上是用作住宅供热、空间取暖或电力生产的需要。经加工处理的生物燃料则有更广泛的应用范围，包括交通和高温工业过程[32]。

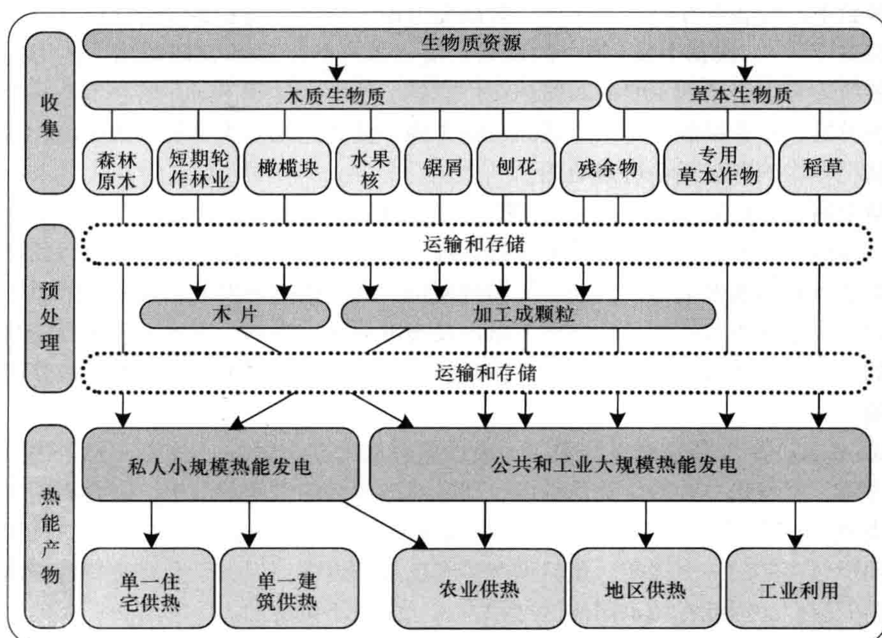


图 3-4　可用的废弃生物质热能生产链示意图

2. 成团

对于那些蓬松且高水分的固体生物质，提高其燃料质量的方法包括自然干燥、颗粒化和压块[26]。成团是二级处理的结果，该工序可以在成团燃料生产厂也可在集中区域供热厂内完成。成团燃料产自固体生物质，目前主要是从木材的下脚料中获取，具体如图 3-2 所示。然而，由于供成团燃料生产的残留木材有限，因此使用各种农产品作为原料得到了广泛关注。这些原材料包括种植能源作物和农业废弃物及其副产品。成团燃料的生产过程包括粉碎、干燥和压实，工艺操作简单且消耗的能量较少。与未加工的生物燃料相比，成团生物燃料的主要优势具有更高的能量密度、较低的运输和存储成本、湿度恒定、较高的物料流动性。更宜适用于自动上料设备，甚至在小型锅炉上也可采用。燃料颗粒粒度越小，给料越均匀，污染物排放越低，锅炉使用寿命更长[41]。随着成团燃料生产和使用技术的完全开发，成团燃料的用量有望大幅增长[1]。

3. 存储

对于如稻草和小灌木林类的生物质，每年收割期相对较短，需要大量存储，以便满足全年的燃料稳定供应。这就需要存储设施可以位于农场/森林、成团生产厂、转化设施或最终消费者、或在一个中间站点。

根据 Rentizelas 等[46]的研究，大多数情况下可以选择低成本的存储解决方案，如现场生物质存储[2,21,49]。需要检查周围环境和存储覆盖率[8]。现场存储的优势在于其低成本。但是，生物质原料损失很严重，生物质水分不能被控制在一个理想的水平，

从而导致电厂设备存在潜在问题。众多研究考虑了位于现场和最终转化厂之间的中间存储设备[2,40,50]。根据 Allen 等[2]的研究，由于额外的运输和装卸费用，使用一个中间存储阶段可能会增加 10%～20% 的交付成本。然而，尽管田间存储并不是一个可行的解决方案，但在潮湿的冬天里道路运输车辆不能到达很多生物质收集区域，因此在某些情况下中间存储是不可避免的。

数个研究者还对生物质处置厂附近的存储设备选择进行了考察[45,50]。采用存储设备与发电厂相连是加速生物质干燥过程唯一可行的选择，废弃的热量可以回收利用而不需要额外的能源消耗。然而，大多数使用生物质供热的发电站或其他能源生产设施，由于大量的季节性产品的空间要求以及金融成本[2]制约，因此其现场存储是非常有限的。在这种情况下，库存管理应该足够有效，以确保数天内的物料供应并降低缺货风险。

Rentizelas 等[46]依据全系统费用，通过比较从上述文献中提及的三种生物质存储解决方案，开发出一种多生物质系统，即针对减少存储空间的需求，联合利用来自不同种类或/与不同来源的生物质。对于小规模的生物质供热生产系统，人口稠密地区是成团燃料存储的一个障碍。虽然这些燃料已经被压缩，但由于其容重特性仍需要较大的存储空间，因此在城市居住区这种方式通常是不可行的。

4. 运输

生物质供应链中的运输元素将产品自生产点到能源利用设备或居民点的所有活动都联系在一起。特别是在原料最初收集和加工后，最先的运输即是将现场的生物质搬运到可以用车辆运输的道路上。一旦生物质被搬到路边，必须存储一段时间或直接利用道路运输车辆装载运到可卸载的需求地点或仓库。

生物质运输至产能设施的运输成本主要是以下因素的函数，包括：原料运输距离、选择的运输方式（卡车、船或火车），生物质的种类和运输状态（如木材碎茎，打包谷物秸秆）以及装卸车辆的时间。此外，中间位置或最后位置的存储量大小也会影响运输安排。生物质收集区以及生物质的运输距离取决于很多因素，包括设施的大小，采用的转化技术，生物质燃料的需求量，实际作物产量和可用的生物质原料资源。

考虑到生物质燃料资源的代表性地点（如在农场或者森林），由于交通基础设施，道路运输是收集和运输燃料唯一的潜在模式。另外支持上述模式的因素还有相对短的燃料运输道路距离以及与其他模式相比的道路运输较大灵活性[46]。

3.3.3 可持续性

即使生物质中碳燃烧后直接排放的废气被原料光合作用时产生的固碳作用所抵消，事实上生物质提供能源方式并不能被认为是真正的碳平衡。在供应链尤其是在加工、运输和燃烧过程中仍会产生间接的碳排放。空间分布以及相对较低能量密度的典型生物质来源（农田、森林等）需要开发大量后勤基础设施和重要的运输能力以保证生物质供应链网络的有效设置。对于区域性生物质供应链，道路运输是收集和运输的常用方式并影响着生物质能源的可持续发展水平[34]。生物质燃料供应的环境影响

是关乎大局的重要因素，因为这是涉及使用生物质燃料的主要方式，从而可以将相对于传统化石燃料的生物质燃料称之为环保友好型燃料。根据 Allen 等的研究[2]，对于一个工业或商业活动的可接受性和其未来发展，公众的认知往往是一个重要的影响因素，它可以影响位置的选择、土地使用和交通规划的决策。因此运输活动应该有效地计划以尽可能减少对公众环境的影响。进一步，生物质物流运作之间的相互依赖性影响着与生物质供应链环境相关的一些决策。例如，即使一个存储和运输的方法被认为是对环境危害很小的，但是其选择的收集系统仍然可以制约整个方案。

目前生活在发展中国家的大约有 25 亿人依赖生物质以家用，但据估计每年大约有 130 万人死于由此产生的室内空气污染（包括排放的一氧化碳、碳氢化合物和颗粒物）[27]。可以采用较好地控制燃烧过程和过滤废气的火炉来减少上述事故，家用取暖的先进加热炉仍可以排放出导致当地空气污染的废气，特别是当燃用的柴火水分含量较高时。当正确采用精心设计封闭式家用取暖加热炉时，可以使得排放量达到最小化。最后需说明的是，由于成团燃料在其生产过程、运输和使用中的优势，因此采用成团燃料，对环境的影响将更低[1]。

3.4　一种策略优化模型

包含现有热能生产系统相关框架的集成可再生能源资源（RES）表现为一个有意义的选项以解决化石燃料利用时产生的众多问题。在本节中，研究了在区域层面上面向各类终端用户的系统最优混合能量来源的决策策略问题，同时探索提出促进 RES 在混合能源体系中贡献的有关政策。

具体地说，提出的一个优先因素策略优化模型可以被政策机构用来确定在区域层面上决定面向各类终端用户的最优混合供热源。模型的目标函数首先基于成本的考虑，同时以满足容量、需求和环境约束的要求。该模型可以由系统的制定者进行各种假设分析以开发出有效的监管政策（例如，通过提供免税、补贴等）并促进废弃生物质与现有热能系统的集成。此外，这些分析也可以通过考察将区域并入替代燃料供应源的价值（如开发适当的基础设施和/或支持利用生物质生产成团燃料厂的投资等）以提供相应的管理评估。最后，决策者还可以使用该模型来研究二氧化碳排放配额对该地区的最优能源组合的影响。

3.4.1　系统研究

以下考虑一个使用替代能源 i 的区域，且 $i \in I$，其中 I 包括可再生、传统形式，各类本地终端用户 j，且 $j \in J$，其中 J 包括以年耗热量水平和能源效率为特征的各种建筑类型。尽管可用燃料的类型有限，仍然假设各类终端用户的能源消费/需求是常数。后者在一些实例中是合理的，这些情况包括：能源的长距离运输太贵，或没有物流网络（如在该地区没有可以用于天然气的管道网络），或由于环境影响原因禁止利用某种特定类型的燃料。由于成本的限制，还假设每个类型的终端用户仅采用了单一类型的燃料供应。在表 3-1 中，给出了其余使用的术语解释。基于上述情况，一个区

域系统的制定者/决策者将感兴趣的是在一个战略时间跨度内被各类终端用户使用的能源最优组合。这个决策工具可以用于协助开发促进提高可再生能源在现有的能源组合中份额的相关政策。上述得到的一个结果是，公共补贴是一种在国家和地区的层面促进可再生能源利用的相当普遍的做法。公共补贴可以直接给最终用户，包括如现金支付，或以低于市场利率的贷款或贷款担保，或间接通过降低费用或税收。决策变量的定义如下：

表 3-1　术语

i	燃料类型，$i \in I$
j	终端用户类型，$j \in J$
$C^{ij}_{固定}$	j 型终端用户消耗 i 型燃料的总固定成本
$C^{ij}_{投资}$	j 型终端用户安装的 i 型燃料加热设备的总投资成本（欧元）
$C^{ij}_{补贴}$	安装 i 型燃料加热设备的公共补贴（欧元）
$C^{ij}_{燃料}$	i 型燃料的供应成本（欧元/MJ）
$C^{ij}_{维修}$	j 型终端用户安装的 i 型燃料加热设备的净现值的维修成本（欧元/MJ）
D_j	j 型终端用户的热能源需求（MJ）
Z_i	i 型燃料的容量（MJ）
e^i_f	i 型燃料产生的二氧化碳排放量（t/MJ）
Q_{CO_2}	允许终端用户产生的二氧化碳排放量（t/MJ）
a_{ij}	j 型终端用户安装的 i 型燃料加热系统的效率因数

x_{ij}：j 型终端用户对 i 型燃料的消耗量（MJ）

$$y_{ij}\begin{cases}1，如果 j 型终端用户选择 i 型燃料\\0，其他\end{cases}$$

优化模型的目标是使各种类型终端用户采用来自本地可用能源资源的热能总固定成本和运营成本达到最小化。模型的约束包括需求、容量、二氧化碳排放、建模和逻辑约束等。总固定成本和运营成本参数被定义为

$$C^{ij}_{固定} = C^{ij}_{投资} - C^{i}_{补贴} \tag{3-1}$$

$$C^{ij}_{操作} = C^{i}_{燃料} + C^{ij}_{维修} \tag{3-2}$$

下面给出优化模型（P）：

$$(P)\min\sum_i\sum_j(C^{ij}_{固定}\times y_{ij}) + \sum_i\sum_j(C^{ij}_{操作}\times x_{ij}) \tag{3-3}$$

约束条件：

$$\sum_i(a_{ij}\times x_{ij}) \geqslant D_j, \forall j \tag{3-4}$$

$$\sum_j x_{ij} \leqslant Z_i, \forall i \tag{3-5}$$

$$\sum_i\sum_j(e^i_f\times x_{ij}) \leqslant Q_{co_2} \tag{3-6}$$

$$\sum_{i} y_{ij} = 1, \forall j \tag{3-7}$$

$$x_{ij} \leqslant My_{ij}, \forall i, j \tag{3-8}$$

$$x_{ij} \geqslant 0, y_{ij} = \{0,1\} \tag{3-9}$$

目标函数（3－3）获得系统的总固定成本和运营成本。约束条件（3－4）确保各类终端用户消耗的总燃料量满足所需的热能需求，而约束条件（3－5）确保各类终端用户消耗的总燃料量不超过各类燃料的总容量。约束条件（3－6）给出决策者设定的总二氧化碳排放约束。约束条件（3－7）假设每个类型的终端用户的供应是由单一类型的燃料提供的。最后，约束条件（3－8）和（3－9）是典型的建模约束，即分别链接 x_{ij}和 y_{ij}的二进制变量、逻辑约束（其中 M 为一个满足条件的大数）。

当潜在燃料类型和终端用户数有限时（分别小于 10 和 20），（P）即是基于二元变量$|I| \times |J|$相当小的数的混合整数线性规划（MILP）问题，从而可以采用现成软件很容易地去求解，如 LINGO®。

3.5　一个实际案例的研究

在本节中，将以一个实际案例分析示范所开发的模型适用性。在整个研究中，将采用真实的数据和非常精确的定量估计。更为具体地说，针对希腊的 51 专区实际案例，开展了时间跨度为 15 年的用于非工业供热用户的能源混合最优化。认为可以提供供热能源的主要有废弃生物质（特别是利用本地可用的农业和森林残留物加工的成团燃料）、油、天然气和电力。在此，由于篇幅所限，仅给出一个典型的县级应用案例分析，即在希腊北部的 Pella 县。与各类可用生物质有关的数据可以从一个开放在线数据库中获取（国家能源信息系统）[39]，该系统由环境、能源和气候变化部[37]的可再生能源资源和储备中心（CRES）所开发（www. ypeka. gr）[5]。此外，国家能源信息系统还提供了关于每个县特定终端用户的热能需求的最新信息。这些数据结合了希腊国家统计数据，由希腊统计局所完成的国家统计数据（EL. STAT. ）[19]通过年度耗热量等级和建筑类型、每个建筑的家庭数量和规模、建筑年份和每类建筑物能效等可以识别出 14 个不同类型的终端用户。此外，所采用的模型成本参数的估计是基于希腊目前市场上燃料的固定和调节燃料价格所完成的。此外，还考虑到了某些地区的监管和地理限制。假设不同类型的终端用户的能源消费是确定的，但基于能源需求的历史数据（环境、能源和气候变化部）设定每年的能源消费以恒定速率的 2% 逐年增加。在希腊相关的成本反映了当前市场价格的同时，通过在所在地的深入研究识别出了当地各类建筑适宜的供热系统。起初，不考虑二氧化碳排放的约束。具体来说，应用在 Pella 县的模型案例分析给出的最优方案为所有类型的终端用户（出现在这个县的 13 种类型）选择了油作为其单一的能源供应者。然而，Pella 县是一个农业生产的重要地区，因此它具有高水平的废弃物生物质供应。因此，对支持成团燃料使用

（由当地生物质原料生产）的干预政策可能产生的潜在影响进行评估是非常有意义的。

为此引入由欧盟颁发的相关指令减少20%二氧化碳排放国家目标[14]。把二氧化碳排放的基线数量认为是与所有能源消费者的石油消耗所对应的。开发模型的应用提供了一种满足上述要求的解决方案，即在混合燃料系统中废弃生物质的比例要达到21.58%，其余由油来提供。在这种情况下，只有当地废弃生物质总量的一半得到利用。在表3-2中介绍了最优解：燃料类型和每类终端用户的燃料消耗（GJ）。最优解表明，废弃生物质的21.57%（20.07%+1.50%）分配给第3类和第6类的终端用户［分别为低消耗建筑模块（小于15kW/年）和中等消耗（15~22kW/年）］。

对与采用成团燃料设备固定成本公共补贴水平相关的二氧化碳排放制约、油和成团燃料成本等进行了各种假设分析，确定了上述因素对最优能源混合结构的影响。图3-5给出了在最优能源混合结构中二氧化碳排放减排上限对增加生物质比例的效果。

表3-2 最优解（考虑减少20%的二氧化碳排放量）

序号	终端用户的类型	燃料	占总能量消费的百分比（%）
1	独立建筑体：局部加热小于224m² （隔热）和225~650m² （隔热），0~15kW	油	49.65
2	双联建筑：局部加热小于274m² （隔热）和275~800m² （隔热）/暖气小于149~440m² （隔热），0~15kW	油	21.44
3	公寓楼：局部加热小于274m² （隔热）和275~800m² （隔热）/暖气小于99m² （隔热），0~15kW	成团燃料	20.07
4	公寓楼：局部加热，225~390m²，15~22kW	油	0.09
5	双联建筑：局部加热275~440m²/暖气150~199m² （隔热），15~22kW	油	0.18
6	块：局部加热小于275~440m² （隔热）/暖气小于49m² （隔热）和100~149m² （隔热），15~22kW	成团燃料	1.50
7	双联建筑：集中供暖，200~350m²，22~34kW	油	0.05
8	公寓楼：集中供暖，50~74m² 和150~249m² （隔热），22~34kW	油	1.70
9	公寓楼：集中供暖，75~99m² 和250~350m² （隔热），35~48kW	油	3.26
10	公寓楼：集中供暖，100~149m²，48~64kW	油	1.96
11	公寓楼：集中供暖，150~199m²，64~85kW	油	0.08
12	公寓楼：集中供暖，200~249m²，85~100kW	油	0.01
13	公寓楼：集中供暖，250~355m²，100~140kW	油	0.01

如图3-5所示，当减少二氧化碳排放量在42%以上，最优能源混合结构并没有改变，因此此时废弃生物质的容量得到充分利用。电力并不包括在有任何二氧化碳排

放量减排的能源混合结构中；简单地说，是因为每兆焦耳的电力排放比原油的排放量更高（由于在希腊，这些产品利用了很多高含碳原料）。

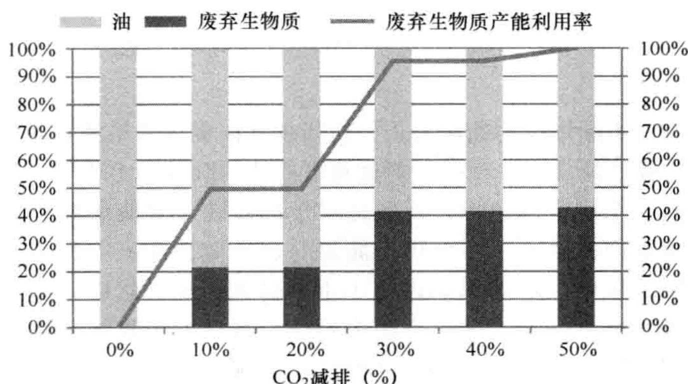


图3-5 CO_2 减排对优化能源结构的影响

对公共补贴附加敏感性分析表明，对于现有设备和运行成本而言，如补贴水平高于总投资成本的40%以上，则补贴将对优化能源混合结构没有任何影响。因此，对于这个经济环境，公共补贴对于提高废弃生物质在能源混合结构中的比例被证明是无效的。

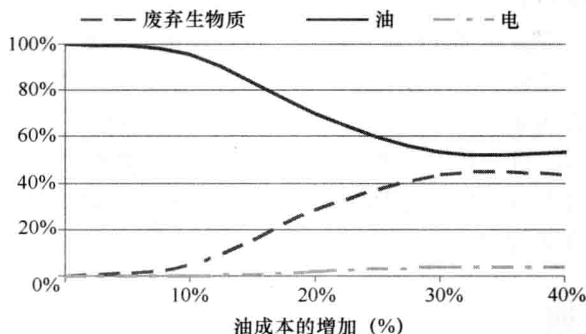


图3-6 油涨价对优化能源结构的影响

图3-6展示了各种油成本水平情况下的优化能源混合结构。可以看到生物质所占份额随油成本增加而增加。当油价上涨超过20%，电力会进入优化能源混合结构中。当油价格上涨超过30%时，由于使用所有可用的废弃生物质，使得优化能源混合结构达到平衡。

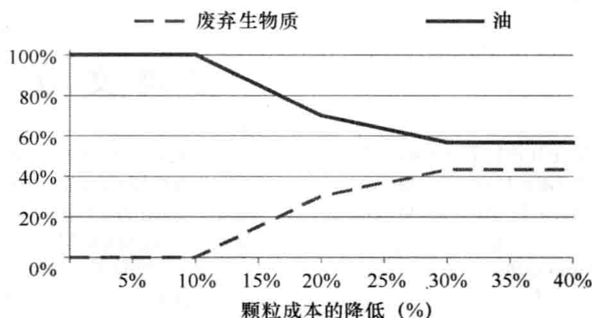


图3-7 生物质成团燃料降价对优化能源结构的影响

当考察成团燃料成本减少的影响时可得到类似的结果。当成团燃料成本降低10%时，优化能源混合结构即可以采用废弃生物质。并且份额将随着成团燃料成本降低而继续增加，直到成团燃料成本降低到21%（图3-7）。当使用了所

有可用的生物质时优化能源混合结构即实现其平衡，在这种情况下最优解中从未采用电力。

3.6 结论

对于解决全球不断增长的能源需求，包括现有能源生产系统在内的可再生能源资源（RES）集成已经成为一种很有前途和可持续的政策。由于采用当地可用 RES 对于热能生产是一个可行的选择，特别是对于那些缺乏对能源系统集中监管的发展中国家。在本章中，致力于将可再生能源与现有能源生产系统集成。首先，结合上述政策对于发展中国家的影响讨论了主要促进因素；然后，提出了热能生产的一种替代转化路径及专注于建筑供暖的最新小规模和大规模应用；在上述基础上，结合其关键变量、特性和相关可持续性的挑战，对数个废弃生物质供应链运作进行了讨论。基于对能源系统决策者将 RES 集成进现有能源组合中可能面临的新兴挑战的认识，本章讨论了面向区域层面各类终端用户的一个系统选择能量来源最优组合的战略问题。基于此，这一系统的决策者可以获取关于潜在的监管干预措施对于废弃生物质应用在热能生产系统影响的宝贵管理经验。最后提出了一种优先效应 MILP 优化模型，可以用来对各种可能性进行分析以及评估各种干预政策的绩效。本章示范了所提出的模型在希腊 Pella 县的实际应用的适用性，示范结果表明如仅基于目前希腊市场的燃料成本和所有最终用户，石油消费是其最优解。之后，进一步对公共补贴、油价和成团燃料成本的敏感性进行了深入分析，获得了富有价值的管理见解，以使政策制定者能够有效推动生物质融入到现有的能源组合结构中。

致谢

作者感谢 AnastasiaLoukia Grigoriadou 夫人在收集和分析所有相关数据方面所做出的贡献，该部分内容作为其在塞萨洛尼基亚里士多德大学机械工程系本科论文中的一部分。

参考文献

1. AEBIOM (European Biomass Association) (2008) A pellet roadmap for Europe. Available at: http://www.aebiom.org/IMG/pdf/Pellet_Roadmap_final.pdf. Accessed 24 Dec 2010
2. Allen J, Browne M, Hunter A, Boyd J, Palmer H (1998) Logistics management and costs of biomass fuel supply. Int J Phys Distrib Logistics Manage 28:463–477
3. Bhattacharyya SC, Timilsina GR (2010) Modelling energy demand of developing countries: Are the specific features adequately captured? Energy Policy 38:1979–1990
4. Cai YP, Huang GH, Lin QG, Nie XH, Tan Q (2009) An optimization-model-based interactive decision support system for regional energy management systems planning under uncertainty.

Expert Syst Appl 36:3470–3482
5. Centre for Renewable Energy Sources and Saving (CRES). Available at: http://www.cres.gr/kape/index_eng.htm. Accessed 23 Dec 2010
6. Cundiff JS, Grisso RD (2008) Containerized handling to minimize hauling cost of herbaceous biomass. Biomass Bioenergy 32(4):308–313
7. Cundiff JS, Marsh LS (1996) Harvest and storage costs for bales of switchgrass in the southeastern United States. Bioresour Technol 56(1):95–101
8. Cundiff JS, Dias N, Sherali HD (1997) A linear programming approach for designing a herbaceous biomass delivery system. Bioresour Technol 59(1):47–55
9. Deurwaarder EP (2005) Overview and analysis of national reports of the EU biofuel directive: prospects and barriers for 2005. ECN (Energy research centre of the Netherlands). Available at: http://www.ecn.nl/docs/library/report/2005/c05042.pdf. Accessed 23 Dec 2010
10. Di Giakomo G, Taglieri L (2009) Renewable energy benefits with conversion of woody residues to pellets. Energy 34:724–731
11. Eriksson LO, Björheden R (1989) Optimal storing, transport and processing for a forest-fuel supplier. Eur J Oper Res 43(1):26–33
12. EU (2002) Directive 2002/91/EC of the European parliament and of the council of 16 December 2002 on the energy performance of buildings
13. EU (2006) Opinion of the European economic and social committee on the energy supply of the EU: a strategy for an optimal energy mix (2006/C 318/31)
14. EU (2009) Directive 2009/29/EC of the European parliament and of the council of 23 April 2009 amending Directive 2003/87/EC so as to improve and extend the greenhouse gas emission allowance trading scheme of the community
15. EU (2010) Directive 2010/31/EU of the European parliament and of the council of 19 May 2010 on the energy performance of buildings
16. Fischer T, Gaderer M (2000) Processes for storage and energetic use of cotton plant residues. In: Proceedings of the 1st world conference and exhibition, biomass for energy and industry. Seville, Munchen, Germany
17. Gemtos T, Tsiricoglou T (1992) Cotton residue harvesting and storage in Greece for energy production. In: Proceedings of the 2nd world renewable energy congress, vol 3. Pergamon Press, Oxford, pp 1409–1413
18. Gemtos TA, Tsiricoglou T (1999) Harvesting of cotton residue for energy production. Biomass Bioenergy 16(1):51–59
19. Hellenic Statistical Authority (EL.STAT.). http://www.statistics.gr/portal/page/portal/ESYE
20. Herran DS, Nakata T (2009) Optimization of decentralized energy systems using biomass resources for rural electrification in developing countries. In: Proceedings of the 32nd IAAE international conference, San Francisco. Available at: http://www.usaee.org/usaee2009/submissions/OnlineProceedings/Silva-Nakata-Proceeding.pdf. Accessed 23 Dec 2010
21. Huisman W, Venturi P, Molenaar J (1997) Costs of supply chains of miscanthus giganteus. Ind Crops Prod 6(3–4):353–366
22. Iakovou E, Karagiannidis A, Vlachos D, Toka A, Malamakis A (2010) Waste biomass-to-energy supply chain management: a critical synthesis. Waste Manage 30(10):1860–1870
23. Iakovou E, Vlachos D, Toka A (2010) Waste biomass supply chains for energy production: a hierarchical decision-making framework. In: Haghi AK (ed) Waste management: research advances to convert waste to wealth. Waste and waste management, Nova Science, New York, pp 81–120
24. IEA Bioenergy (2007) Potential contribution of bioenergy to the world's future energy demand. IEA bioenergy, France. Available at: http://www.ieabioenergy.com/MediaItem.aspx?id=5586. Accessed 23 Dec 2010
25. IEA (2007) Renewables for heating and cooling–untapped potential. OECD/IEA, Paris

26. IEA (2007) Member country database, international energy agency. OECD/IEA, Paris. Available at: http://www.iea.org/country/index.asp. Accessed 23 Dec 2010
27. IEA (2008) World energy outlook 2008. OECD/IEA, Paris
28. IEA (2010) World energy outlook 2010. OECD/IEA, Paris
29. IEEA (2006) Renewable energy heating and cooling: 21 innovative projects supported by the IEE programme. Available at: http://ec.europa.eu/energy/intelligent/library/doc/ka_reports/renew_heat.pdf. Accessed 23 Dec 2010
30. IEEA (2006) Small scale renewable applications: 15 innovative projects supported by the IEE programme. Available at: http://ec.europa.eu/energy/intelligent/library/doc/ka_reports/small_scale.pdf. Accessed 23 Dec 2010
31. Inderwildi OR, King DA (2009) Quo vadis biofuels? Energy Environ Sci 2:343–346
32. Kaltschmitt M, Thrän D, Smith K (2004) Renewable energy from biomass. Encyclopedia of physical science and technology, pp 203–228
33. Kavalov B, Peteves SD (2004) Bioheat applications in the European union: an analysis and perspective for 2010. European communities. Available at: http://ie.jrc.ec.europa.eu/publications/scientific_publications/2004/EUR%2021401%20EN.pdf. Accessed 23 Dec 2010
34. Lam HL, Varbanov PS, Klemes JJ (2010) Optimisation of regional energy supply chains utilising renewables: P-graph approach. Comput Chem Eng 34(5):782–792
35. Londo M, Lensink S, Wakker A, Fischer G, Prieler S, van Velthuizen H, de Wit M, Faaij A, Junginger M, Berndes G, Hansson J, Egeskog A, Duer H, Lundbaek J, Wisniewski G, Kupczyk A, Könighofer K (2010) The REFUEL EU road map for biofuels in transport: application of the project's tools to some short-term policy issues. Biomass Bioenergy 34: 244–250
36. McKendry P (2002) Energy production from biomass (part 1): overview of biomass. Bioresour Technol 83(1):37–46
37. Ministry of Environment, Energy and Climate Change. Available at: http://www.ypeka.gr/Default.aspx?tabid=37&locale=en-US&language=el-GR. Accessed 23 Dec 2010
38. Modi VS, McDade S, Lallement D, Saghir J (2005) Energy and the millennium development goals. Energy sector management assistance programme, United Nations, Development programme, UN millenium project, World Bank, New York
39. National Information System for Energy, Ministry of Environment, Energy and Climate Change, Greece. Available at: http://195.251.42.2/cgi-bin/nisehist.sh. Accessed 23 Dec 2010
40. Nilsson D, Hansson PA (2001) Influence of various machinery combinations, fuel proportions and storage capacities on costs for co-handling of straw and reed canary grass to district heating plants. Biomass Bioenergy 20(4):247–260
41. Nilsson D, Bernesson S, Hansson P (2010) Pellet production from agricultural raw materials—a systems study. Biomass Bioenergy. doi:10.1016/j.biombioe.2010.10.016
42. Nurmi J (1999) The storage of logging residue for fuel. Biomass Bioenergy 17(1):41–47
43. OECD/FAO Agricultural Outlook 2007–2016. Available at: http://www.oecd.org/dataoecd/6/10/38893266.pdf. Accessed 23 Dec 2010
44. Pandey R (2002) Energy policy modeling: agenda for developing countries. Energy Policy 30:97–106
45. Papadopoulos DP, Katsigiannis PA (2002) Biomass energy surveying and techno-economic assessment of suitable CHP system installations. Biomass Bioenergy 22(2):105–124
46. Rentizelas AA, Tolis AJ, Tatsiopoulos IP (2009) Logistics issues of biomass: the storage problem and the multi-biomass supply chain. Renewable Sustainable Energy Rev 13(4): 887–894
47. Shinners KJ, Binversie BN, Muck RE, Weimer PJ (2007) Comparison of wet and dry corn stover harvest and storage. Biomass Bioenergy 31(4):211–221
48. Sims R (2002) The brilliance of bioenergy: in business and practice. James & James (Science

Publishers) Ltd, London

49. Sokhansanj S, Kumar A, Turhollow AF (2006) Development and implementation of integrated biomass supply analysis and logistics model (IBSAL). Biomass Bioenergy 30(10): 838–847
50. Tatsiopoulos IP, Tolis AJ (2003) Economic aspects of the cotton-stalk biomass logistics and comparison of supply chain methods. Biomass Bioenergy 24(3):199–214
51. The Economist (2010) The future of biofuels. The post-alcohol world. Biofuels are back. This time they might even work. 28 Oct 2010
52. Urban F, Benders RMJ, Moll HC (2007) Modelling energy systems for developing countries. Energy Policy 35:3473–3482

第4章　垃圾特性和废弃物能源化工厂模拟实现最佳运行工况

Jasmin Kornau, Henning Albers

摘要： 物质和能量流网络结构是应用于垃圾处理和循环管理的最佳工具。一旦模型建立起来，即可输入垃圾处理过程数据，模型就能把实际操作条件和状态计算并显示出来。如操作条件改变时，也可将可能的处理结果模拟出来。当采用UMBERTO®将一个工厂作为物质流网络进行模拟时，所有过程步骤均能详细描述出来，可以显示预测处理目的和潜在的最佳状态。可以建立一些特别的最佳策略达到最佳的处理结果，如调整工厂结构、确定最佳垃圾混合比、调整物质流管理策略等。本章将阐述所建立的模型在废弃物能源化（WtE）工厂是怎样进行以及在这些模型指导下如何达到最佳处理能力。

4.1　引言

现今全世界一方面垃圾量均在增加，而另一方面大部分垃圾都是直接被倾倒掉，没有任何的物质和能量的回收利用[4]。尽管我们的环境和健康已经受到了威胁，但填埋仍然是目前处理垃圾最为普遍的方式，尤其是在发展中国家。由于缺乏最起码的填埋标准，这些国家问题更严重。垃圾处理成本高、科技水平低是目前垃圾没有得到很好的处理最主要的制约原因。尽管如此，世界范围内垃圾处理工厂的市场仍在不断扩大。在过去的十年里，全球的年垃圾处理能力已从1.8亿吨增加到3.5亿吨，预计未来5年将会达到4.2亿吨[2]。这种发展趋势是建立在不断地寻找处理垃圾的方法和新的替代能源基础之上。随着新处理设施的投入运行，可以大大减少垃圾填埋，垃圾的物质和能量价值得到了体现，使其对环境危害和健康威胁最小化[1]。

为实现WtE工厂高效运行，最佳操作条件是非常关键的。一个工厂的物料和能量效率或者处理过程需同时给予关注。物料效率是指垃圾中的物料潜能利用程度以及辅助原料的经济性。而能量效率是指能量输入和能量产出之间的比值。物料效率和能量效率是评价一个工厂的两个重要指标。

应用UMBERTO®㊀最佳操作条件模型中的物质流网络，我们可以得到实际的操作状态和所有相关的物质和能量流。本章所提供的网络结构在减少对环境和健康的威

㊀ UMBERTO是一款可用于模拟、计算、可视化、物质和能量流评估的工具软件[3]。——原书注

胁以及提高垃圾的物质和能量利用价值方面是一个很好的管理工具，主要体现在以下几个方面：

1）物质流可以得到很好的管理。该网络能控制垃圾输入量，垃圾的性质，分类以及它在操作条件下的价值估计。

2）可以评价工厂和复杂的处理过程。通过估计一个工厂的物料和能量效率，可以对任意一种特殊的垃圾或者混合物给出最佳的操作条件。

3）可以优化一个工厂的操作条件，比如达到最大能量利用率，最大程度的利用或者实现更高的效率。可以详细模拟工厂中的每一个处理模块，可以检测出每一个处理步骤的最大能量蕴含值。

4）可以模拟出下一步的处理方案，当垃圾输入量或者技术参数改变时，可以预测出能量产出值。这些预测的产出值同样可以对工厂建设有帮助。还可以在做工厂建设计划时，提前给出最佳策略的价值估计。

因为可利用的垃圾组分对处理效果有很大影响，所以应向模型中输入尽可能多的垃圾相关参数。由于文化、当地条件、法律条款以及消费水平的不同，垃圾的性质将会有很大的不同。因此有必要对特定地区的垃圾进行分类定义并将特定的模型作为管理工具。

作为一个长期应用的结果，垃圾的能量潜能应尽可能地被开发出来，进而能够节约能源并减少环境和健康面临的威胁。通过成功应用物质流网络结构，我们可以提前预测上述结果并可提前采取措施优化 WtE 工厂的生产条件。

4.2　垃圾性质

为了更好地处理垃圾并达到垃圾处理厂的最佳运行状态，有必要对垃圾性质有更多的认识和了解。如果知道了这个系统中各个中间产物之间的转化关系，就能够建立起原料、控制和运行等方面的策略，以更好地去管理一个工厂。

全世界的垃圾均非常复杂，干的、湿的、活泼的和惰性的、高热值的和低热值的，种类繁多。因此即使是同样的技术也有可能会得到不同的处理结果。

首先可根据垃圾来源和性质的不同，将其分类。这些垃圾还需进一步分成各自独立的组分。这基本可以通过全面的垃圾分类分析来实现。对于 WtE 工厂来说，垃圾可分为以下种类和组分，见表 4-1。

表 4-1　WtE 工厂的废弃物分类

种类	组分[①]
塑料分选残余物	塑料
工业和建筑废料残留	复合材料
高发热量部分（HCF）	复合包装
污水污泥	纸、纸板、纸箱
医疗废弃物和危险废弃物	可降解的尿布
生产废料和特殊工业废弃物	纺织品

（续）

种类	组分①
碎纸机轻组分	家具和木材
城市生活垃圾	玻璃
家用型商业废弃物	铁磁金属
大件垃圾	有色金属
衍生燃料（RDF）	惰性物
	有机废弃物
	细颗粒部分 <40mm

① 由于垃圾处理在一年之内被分为不同的处理阶段，所以有必要在平衡的范围内重新进行上述分析并升级模型数据库。

在 UMBERTO®模型中，所有垃圾组分和相关物质都可以设置成结构物质表。此列表可以复制并应用到其他 WtE 工厂当中去，并可做一些适当的修改。

除上述参数之外，还需要对每一种类做进一步的物理和化学分析。包括指示物，如表 4-2 中所示，比如热值、含灰量、重金属含量、湿度等。

表 4-2　垃圾的物理性质和化学参数

化 学 参 数	物 理 参 数
砷	粒度分布
铅	聚集态
镉	密度
铬	灰分含量
氯	热值
铜	水含量
镍	磁性
汞	非磁性
锑	光学外观
硫	
锌	

将数据输入模型，每一步也就有了初始参数，模型会将这些参数整合、计算。

举例：在存贮坑这道工序中，不同热值垃圾送入存贮坑后，模型会根据各种垃圾的质量和热值的不同，计算出整个存贮坑中平均热值。实际上，这种情况可由抓斗来实现垃圾的混合。

经混合后的垃圾进入下一工序，如焚烧，而焚烧的结果基本上完全受上述混合工艺的影响。模型处理过程一步步地进行，如果在处理过程中垃圾成分改变了，其焚烧产物必然会改变，并据此可以预测随后的工艺结果。

4.3　物质和能量流网络

物质和能量流网络结构是管理、平衡、监测一个系统中垃圾处理流程非常实用的

一种方法。系统边界上的所有物质和能量流均可以补充到作为管理工具的模型中。

这个模型流程图是由物料入口和出口以及转化部分和连接箭头所组成（见图 4-1）。

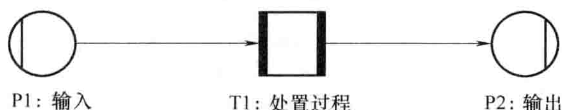


图 4-1　物质流网络基本元素

物料入口包括各种待处理垃圾、添加剂、电能、附加物质以及空气和水等。产物出口包括所有过程的产物和废渣，如熔渣、粉尘、烟气、废水以及电、区域供热用到的热、工艺蒸汽和能量损失。转化模块包括每个步骤中的线性或非线性表征的物理化学转化。处置厂中实际转化均可由转化模块函数所决定。出入口和转化模块之间的连接可以用箭头来表示。这些箭头既可以进行转化模块中的数据转化，也可以人工输入一定量的物料流。这样就可以通过一个指示流限制物料流量，如某一个特定垃圾组分输入量或者燃烧空气的最大流量。

在一个主网络中，一个处置厂模型可以分为几个复杂的子网络。

图 4-2 就是一个子网络，它代表的是一个 WtE 厂内的复杂炉膛设备，处置厂被隐藏在主层下面（简单起见，这里只画出四个炉膛设备中的一个）。每一层都可以详细查看其中的系统。双击一个子系统，即可打开它。它的输入和输出端口在上一层与主网络模型相连。

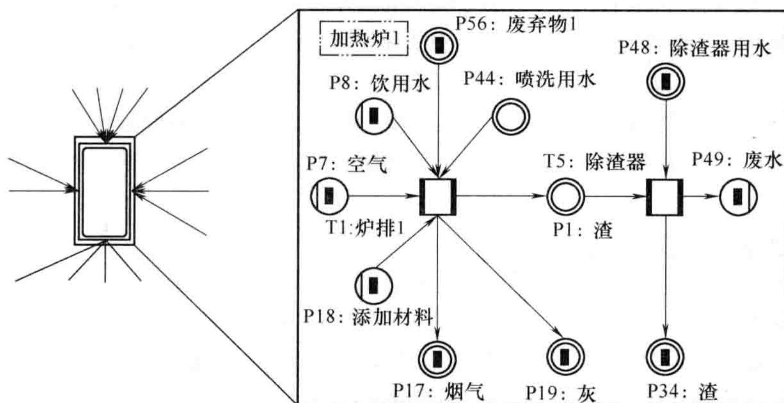


图 4-2　主层下隐藏的子系统

子网络甚至可以代表一个完整的处置厂。通过若干个处置厂的应用，基于总体处置为目的的那些子系统同样可以用一个复杂的处理链连接起来（见图 4-3）。经机械预处理后的垃圾组分被送到 WtE 工厂处理，废渣填埋处理。如果若干个处置厂被连接在一起，就能够平衡整个系统处理过程，或者对其中一个厂做数据分析。

图 4-3 显示的是一个复杂的处理网络，它包含若干处置厂，它们互相连在一起。垃圾在机械-生物处理厂进行处理。生物处理部分直接进行填埋。轻组分被送往 RDF

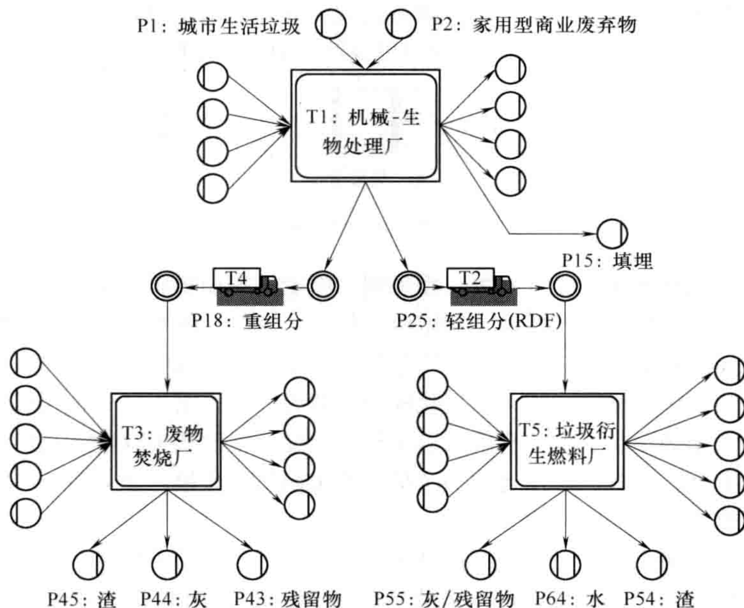


图 4-3　包含若干处置厂的处理链

工厂，余下的重组分被送往垃圾焚烧厂。

建立好模型后，所有消纳的物质和能量流都可以计算并给出结果。计算结果可以通过 UMBERTO®或者输出到如 Microsoft Excel®程序中实现可视化。特定的物质和能量流计算结果也可以用 Sankey 图展示出来。图 4-4 说明了一个系统中的能量分配。垃圾的能量分配到炉膛中。炉膛 1（左）和炉膛 4 分配到相同数量的能量。炉膛 2 接受的能量少一些，炉膛 3 没有运行。此系统能产生蒸汽，还有一部分能量损失在灰尘和炉渣上。

4.3.1　建立网络模型

一般说来，建立一个物质和能量流网络需要以下几个步骤：

1）模型结构——建立起所涉及的工厂的结构。

2）数据集中——垃圾产生、收集、填埋和处理过程数据。

3）衡算和展示——按要求对所有的物质和能量流进行计算并显示计算结果。

通过建立一个新的模型结构可以建立一个相关的处置厂。这个模型的形式就像前文提到的那样，由出入口、转化模块和箭头组成。一个 WtE 工厂的备选模块在特定条件下使用。用特定的参数和数据建立好模型基本结构后，需要对其进行完善，使之成为完整的模型。主要包括以下几类参数：

- 垃圾参数——如组分，物理特性，化学特性。
- 工艺参数——如处理周期（天、小时），空气要求量，电力耗费，最大给料速率和每一转化过程中的详细信息。

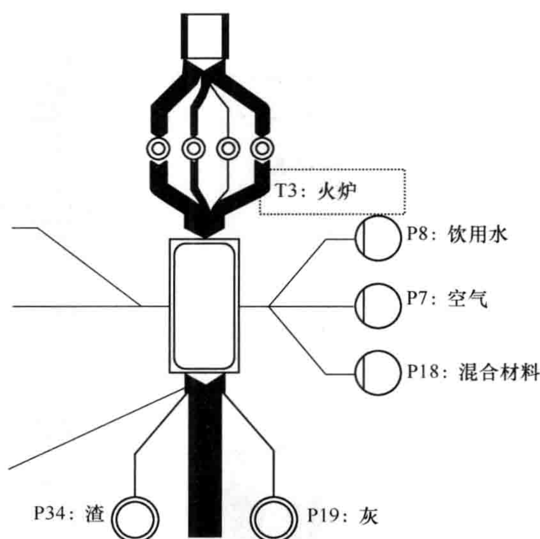


图 4-4　用 Sankey 图表示的能量流

- 经济参数——如添加原料、末端处置和额外获得能量的成本。

垃圾参数需要通过本章所指出的垃圾特征进行生成。过程数据需要采用额外技术数据进行整合。一些信息或许还要从 UMBERTO®数据库中获取。经济数据可以从实际资源消费和会计账目中获得。

所有数据输入到模型中后，模型将根据要求计算物质和能量流。计算完成后，入口处会显示需要的原料量。基于垃圾输入量，模型会计算出产物量。输入与输出的衡算可以通过 UMBERTO®显示或者输出到 Microsoft Excel®工作表中显示。因此，此模型的结果是可视化的。在此计算结果基础上模型还可以进一步给出可选的最佳处理策略。

当数据产出时，随着系统结构中的一些基元可视化，步骤 1 和步骤 2 也许会随之发生变化。

图 4-5 给出了相关步骤的示意图。依照此图，不仅已有的处置厂可以进入网络模型，而且在建或拟建的处置厂，同样可以纳入网络模型中，作为预备模块或者同类型处置厂。它可以模拟未来一个处置厂的运行远景或物质流管理，特别是垃圾流管理。潜力优化已经可以应用于处理厂的建设，整个处理过程的标注以及废弃物战略管理。

4.3.2　废弃物能源化处置厂模型

在模型中，一个处置厂将分成几个不同的部分。每一部分是一个模块。主要的模块有：

1）垃圾输送和存储——来自不同地方的垃圾存储在一个仓库中。

2）燃烧（包括湿法除渣）——垃圾在炉膛内焚烧，产生烟气、废渣和灰尘。

3）蒸汽发生器——烟气用来加热蒸汽，蒸汽用于汽轮机或者内部的其他需要。

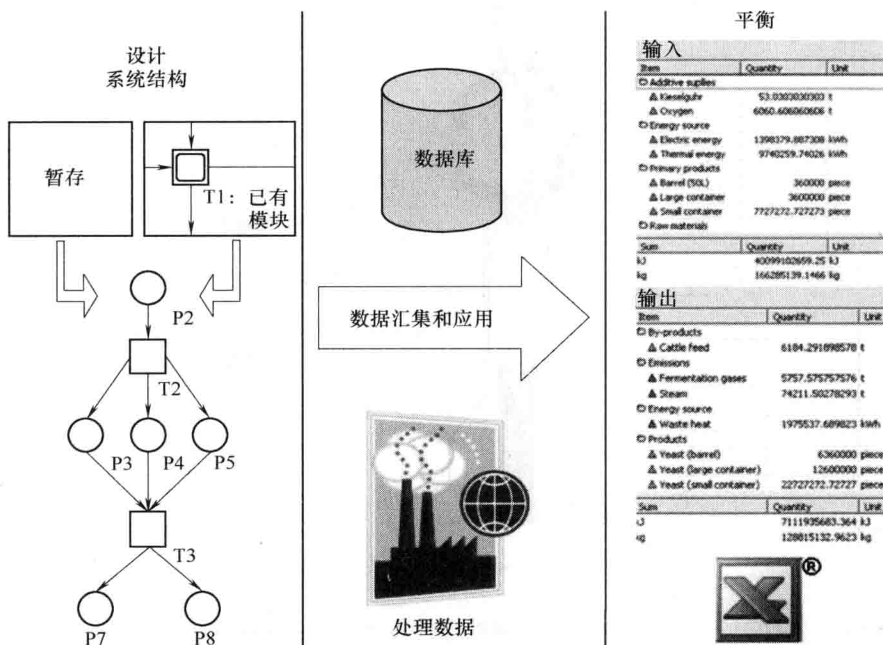


图 4-5 建立处理网络

4）输出能量——汽轮机带动发电机产生电力；废热蒸汽提供内部系统和过程热量需要。

5）水循环——自来水经过净化后用来产生蒸汽。

6）烟气净化——烟气净化有很多方法，比如喷雾吸收或者多个过滤器（电除尘或布袋除尘）。

图 4-6 展示了一个 WtE 工厂的主要模块。基于处置厂的情况，这些模块可以根据每个处置厂的建设、结构和运行需要配置。实际输入状态、余料使用情况和能量流均应在新建立的模型中实施。当然也可以不和任何先前的模块发生联系而独立建立起一个模型。正因为模块的灵活性，因此在全世界范围内这种模型工具应用得很广泛。

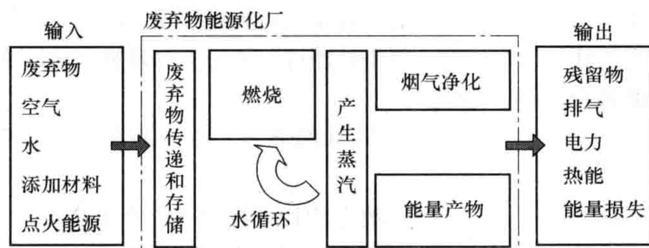


图 4-6 WtE 处置厂的分区

本章后续将介绍不同废弃物能源化处置厂的两个模型。一个是传统的垃圾焚烧厂，另一个是垃圾衍生燃料（RDF）厂。两个工厂都在德国。将分析 WtE 厂是怎样建立模型以及如何用于处置厂以达到最佳操作状态。进而还给出了典型 WtE 厂模块用于建立针对其他地点不同种类处置厂的模型。

4.3.2.1　垃圾焚烧厂

这里所涉及的传统垃圾焚烧厂建设运行时间均很长，基本上都是为了减少垃圾质量，同时作为正效应，生产出电力和热能。由于法律规定和可再生能源利用的要求，电力的产出越来越成为核心关注问题，因此在过去的十年中，垃圾焚烧厂运行技术有了很大提高。未来我们将用模型进一步开发处置厂的最佳运行策略，不仅仅包括技术上的改进也包括垃圾的管理方法。共处置污水污泥的影响同样可以通过模型进行模拟分析。

从技术层面上来讲，这些处置厂采用的是炉排燃烧方式处理城市生活垃圾，蒸汽参数为 22bar[㊀]，215℃。

由于一个具体的 WtE 厂模型很复杂，因此下文将对模型中每一部分分别进行分析。

垃圾传送和储存是第一部分（见图 4-7）。不同的垃圾来自不同的地方。根据最大物料输入量的限制，某些垃圾会被运走或暂时存放起来。一旦垃圾进入该部分后，即进行混合，然后进入后续处理工序。模型数据库中存有垃圾的物理和化学性质，混合物的计算输出量和污染负荷会对后续进一步转化产生影响。

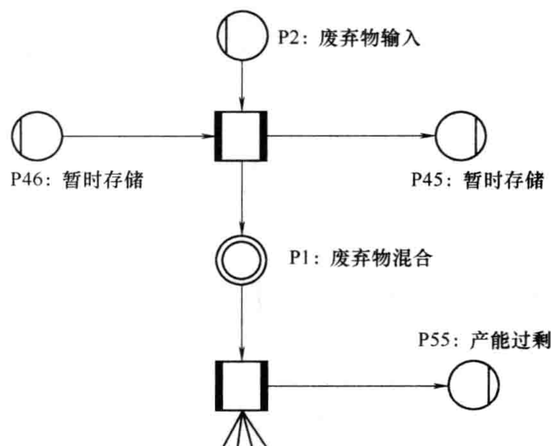


图 4-7　UMBERTO®模型中一个 WtE 工厂的垃圾回收和存储模块

第二部分是焚烧。整个处置厂共建设有四台焚烧炉，混合垃圾将被分配给四台焚烧炉。焚烧部分还包括湿法除渣系统（图 4-8 仅显示出一个焚烧炉）。在输入端，垃

㊀　1bar = 10^5 Pa。——译者注

圾、水、空气、运行原料输入到处置厂。输出端，将输出烟气、飞灰和固体残渣。废气将随后进行净化。固体废渣会进入湿法除渣系统。这一部分的最终产品是废水和废渣。

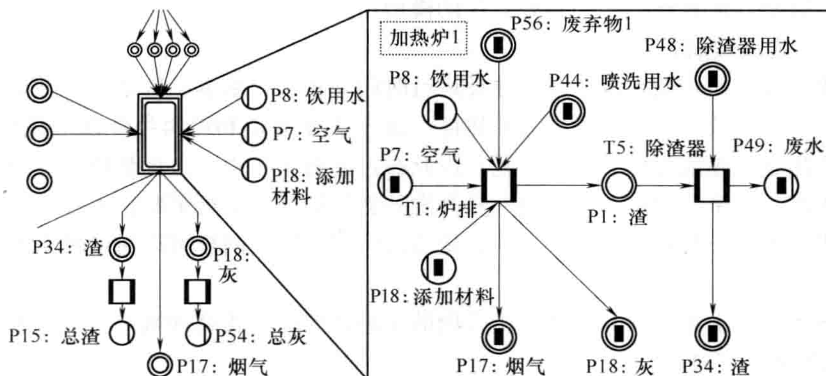


图 4-8　UMBERTO®模型中一个 WtE 工厂的炉膛和湿法除渣系统

第三部分是蒸汽发生器（见图 4-9）。在这个装置中，废气用于加热来自水箱的水。产生的蒸汽一部分供厂内使用，更多的是用来驱动汽轮机。转化模块将完成蒸汽分配工作。

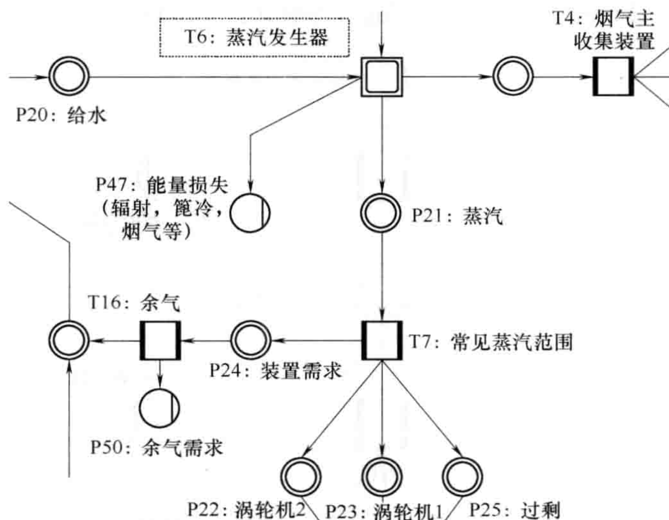


图 4-9　UMBERTO®模型中一个 WtE 工厂的汽化模块

第四部分是发电设备（见图 4-10）。两个汽轮机发电。电力供内部使用或者输入电网。一台冷凝器和一台高压加热器把排出的蒸汽里的能量转化到热水里，这些热水一部分厂内使用，一部分输入到供热管道，供各区域取暖。另外在生产临时停止时，将由一台燃油备用设备供暖。

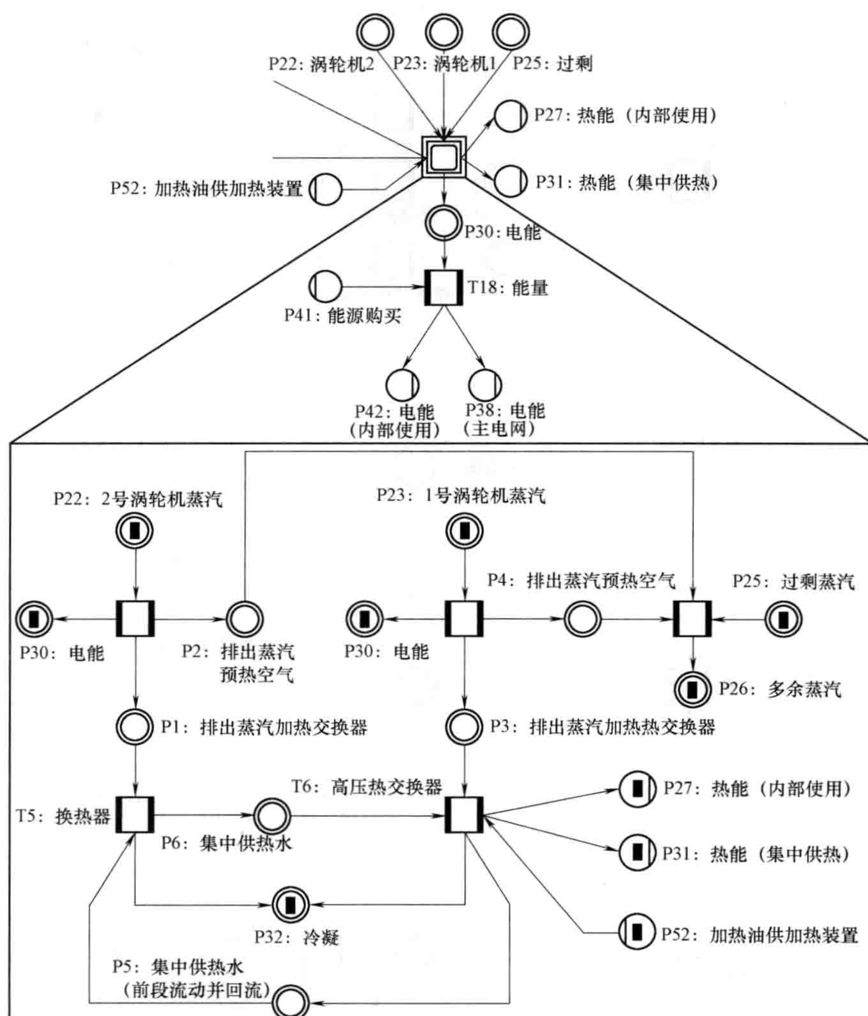


图 4-10　UMBERTO®模型中一个 WtE 工厂的发电系统

第五部分是水循环系统（见图 4-11）。它不仅包括液态水，还包括高压水和废蒸汽。首先，地下水被送入水塔作为主要水源。在锅炉内烟气加热水产生工艺蒸汽。产生的蒸汽一部分内部使用，一部分驱动汽轮机。没有热能利用价值的蒸汽用空气冷却器冷却。生产过程中冷凝下来的水重新送回水塔。废水直接排出。井水用来调节喷淋吸收、喷淋清洗和湿法除渣。

处置厂最后一部分是烟气净化系统，包括喷淋吸收设备和布袋过滤设备。水、褐煤焦和细生石灰一同喷入喷淋吸收设备中，一些由布袋除尘器捕集下来的褐煤焦和石灰将被重新送回喷淋吸收设备。烟气净化后的残渣将直接排出。图 4-12 展示了三个典型烟气净化系统中的一个流程图。

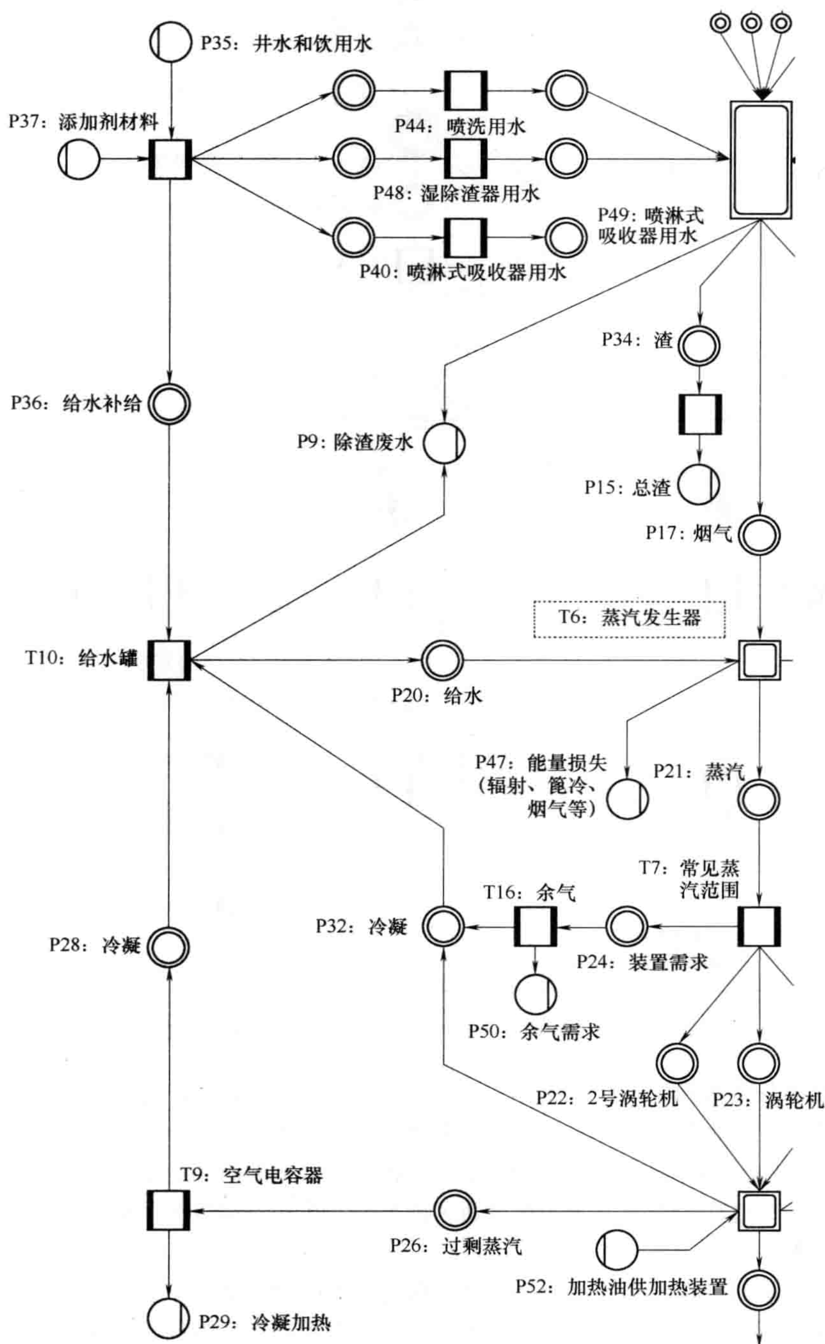


图 4-11　UMBERTO®模型中一个 WtE 工厂的水循环系统

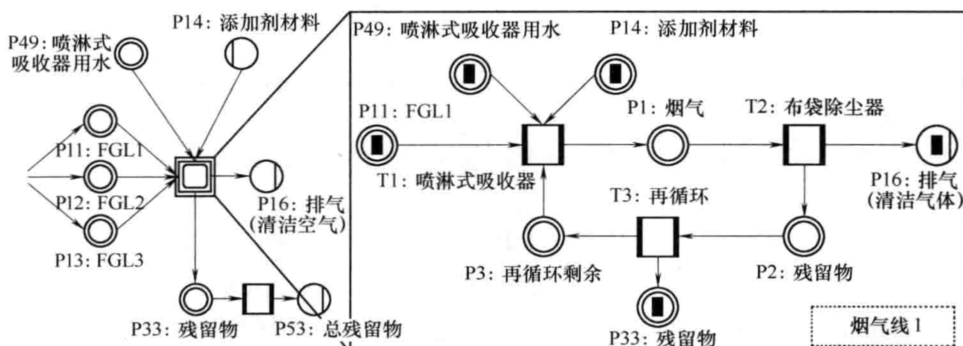


图 4-12　UMBERTO 模型中一个 WtE 工厂的烟气净化系统

4.3.2.2　垃圾衍生燃料厂

这里所涉及的垃圾衍生燃料厂都是新近建设的，主要是给外围用户提供生产用蒸汽。通过燃烧高热值垃圾衍生燃料以产生高压蒸汽，并通过热交换器供应给用户。尽管产生的能量大部分是热能（供热蒸汽），但仍有部分蒸汽驱动一台汽轮机发电以供处置厂自己使用或者输给外围用户或并入电网。

因为这个处置厂运行周期较短，所以目前为止它的运行状况还不是很稳定。尤其是特性试验时波动很大。因此后续将利用物质和能量流网络对运行进行优化，并将计算结果应用到实际处置厂中。

与上述传统垃圾焚烧厂一样，该垃圾衍生燃料厂采用是炉排技术。蒸汽参数可以达到约 42bar，400℃。

模型

RDF 厂的结构与传统垃圾焚烧厂的结构非常相似。模块包括垃圾输送和存储系统，燃烧系统，蒸汽发生，热能生产，烟气净化和水循环系统。然而，在技术层面上存在着一定差异。RDF 厂只有一个焚烧炉，因此它没有子系统，湿法除渣系统在主层上是可见的。蒸汽被分为一个旁路和一个汽轮机。只需要一条烟气净化线。它没有区域供热，因为所有的热量都供给用户，或者被空气冷却器冷却。由于用户有自己的供热站，所以当这个处置厂暂时停工时，未设置燃油加热系统进行供热，如图 4-13 所示。

4.3.3　最佳运行策略

当一个处置厂建立模型后，可以向计算机模型中输入新的操作条件。这些条件由当时工况和操作要求决定。随后就可以模拟得到任何环保和经济性要求的计算结果。这些结果将包括所有的物质和能量流，以及排放和成本消耗。还可以建立一些包含不同探索的远景。每一种探索都有对应的最佳操作策略。例如：

- 处置厂配置——改善处置厂或处理路径以达到最佳的处理效果。
- 垃圾混合——计算可行的垃圾混合使处理效果最好。
- 物质流管理——垃圾流的策略管理以达到最好的处理效果。

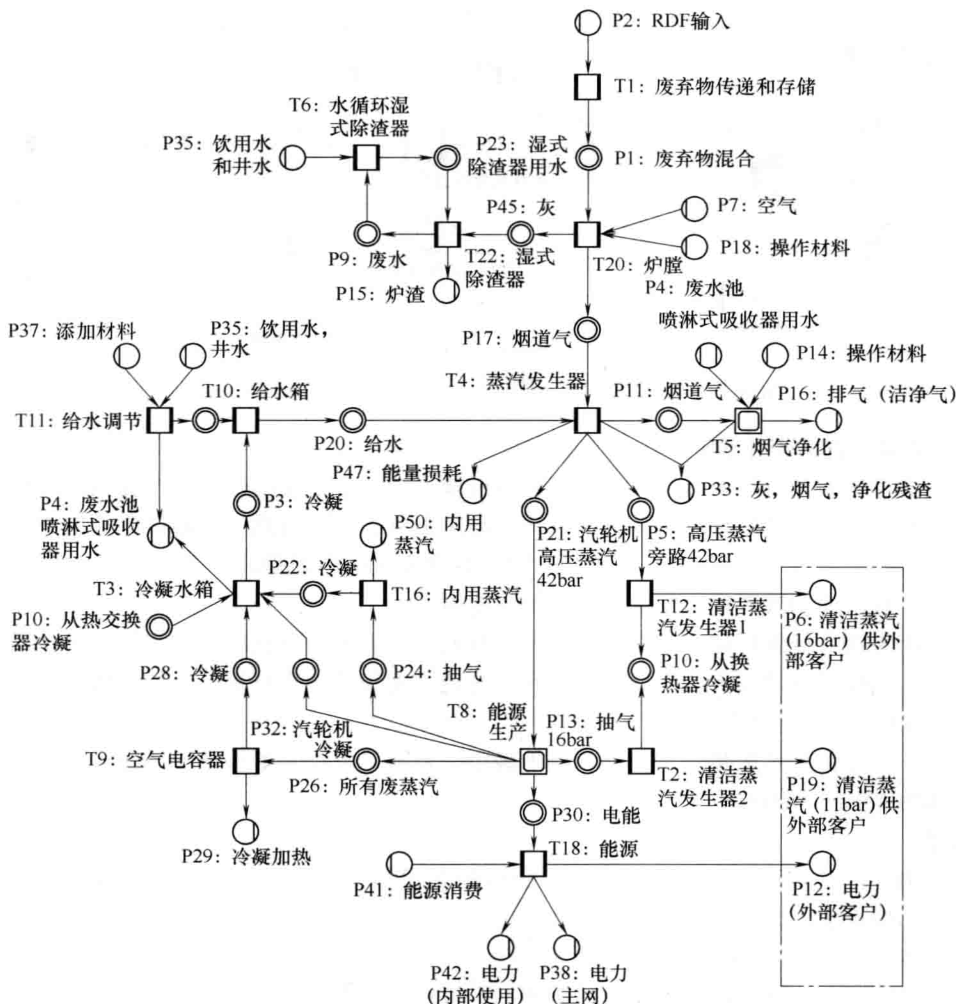


图 4-13 利用 UMBERTO®建模 RDF 厂

这些策略随后会被应用到实际的运行中，或整合进管理系统中。接下来，本章将对这些最佳策略进行说明。

4.3.3.1 处置厂配置

改变处置厂的配置往往会引起处理结果的变化。这个模型能够鉴别出哪些配置改善处置厂的输出。如烟气净化方式的改变可以提高烟气质量或采用过热器提高蒸汽参数以增加发电量。无论是在 WtE 处置厂运行中的优化还是厂外预处理技术的改变都会对最终处置结果产生影响。不同的机械预处理将产出可适用于不同利用目的的垃圾。

表 4-3 中的例子可以证明不同的机械预处理将会影响后续的处理结果。方案 1

中机械预处理产出的高热值垃圾（重组分）可采用传统的垃圾焚烧处理。方案 2 采用附加空分机来分离垃圾中高热值组分如金属薄片，轻组分垃圾由 RDF 厂利用，中组分垃圾仍是采用传统焚烧加以处理。处理 50 万 t 生活和商业垃圾时，不同的工厂配置将会产生不同垃圾特性模型和 WtE 处置厂的处理结果。垃圾中有机部分虽有被剔除，其组分比例仍将保持不变，但具有发热值组分比例会发生变化。

表 4-3　不同工厂构造得到的处理结果

	单位	方案 1		方案 2	
		家庭和商业垃圾		家庭和商业垃圾	
输入 MRT 装置的废弃物	Mg	500000		500000	
热值	MJ/kg	10.2		10.2	
机械处理		无 RDF 预处理		无 RDF 预处理	
		HWF①	RDF	HWF	RDF
输出质量	Mg/年	341900	x	156600	185300
机械处理					
热值	MJ/kg	11	x	11	14
渣	kg/Mg	198	x	198	154
灰	kg/Mg	14	x	14	57
烟气净化残留	kg/Mg	39.6	x	43	
电能	MWh	68800	x	31500	75800
热能	MWh	147500	x	67600	232200

① 重组分。

方案 1，341900t 的重组分垃圾焚烧后，经过处理得到 68800MWh 电量和 147500MWh 热量。方案 2，RDF 和垃圾焚烧产出了 107300MWh 的电量，远远高于方案 1。还可以产生热能，它产出热量为 299800MWh 几乎是方案 1 的 2 倍。

通过这个例子还可以看出，从能量角度来讲，如果周边区域允许的话，有必要在机械预处理环节加入空分机，进而在垃圾衍生燃料厂处理 RDF。

4.3.3.2　垃圾混合

垃圾处理工艺的优化可以通过改变处置厂配置来实现，优化后混合垃圾的燃烧同样对垃圾处理结果有着非常重要的影响。上述观点可以通过将不同垃圾组分送入 WtE 处置厂处置结果来模拟说明。

第一步：假设传统垃圾焚烧厂，处理对象为是家庭垃圾，商业垃圾或者是两者的混合（见表 4-4）。在这些垃圾进入处理模型之前，将它们按照垃圾分类定义进行分类以便于比较。

表 4-4 处理不同类别垃圾的焚烧结果

	单位	家庭垃圾	商业垃圾	家庭垃圾	商业垃圾
输入垃圾	Mg/年	500000	500000	260000	240000
热值	MJ/kg	8	13	8	13
垃圾混合物热值	MJ/kg	8	13	10.4	
渣	kg/Mg	—	221	208	
灰	kg/Mg	—	15.5	14.5	
烟气净化残留	kg/Mg	—	218	24.3	
电能	MWh/年	—	100600	91100	
热能	MWh/年	—	215700	135500	

家庭垃圾不可能在处置厂中燃烧。它的平均热值只有 8MJ/kg，达不到最小的燃烧热要求，所以模型不会进行任何计算。而商业垃圾的模拟不会出现任何问题。商业垃圾中干组分比有机组分多且通常易燃烧。输入 500000Mg 中等热值 13MJ/kg 的垃圾，就可以产生 10.06 万 MWh 的电量和 21.57 万 MWh 的热量。如果将家庭垃圾和商业垃圾混合以满足燃烧热值要求，但能量产出值将会减少，发电量大约会减少 9.4%，热量会减少 37.2%。因此找到适当的混合比是达到最佳效果的重要关键因素之一。

当然，家庭垃圾必须采用某种处理方式进行处理。不过，换一种角度来看，家庭垃圾或许也是有利用价值的，如在机械-生物垃圾处理厂处理和处置有机组分，仅焚烧处理高热值组分。另外，当焚烧家庭垃圾时，需要添加一定量商业垃圾以满足燃烧要求。

第二步：最佳运算程序。适当的垃圾混合比也可以通过适当的计算程序实现。可以针对不同处置厂模拟计算最佳的垃圾混合比，不用将不同混合比的垃圾手工输入模型以检测处理结果。在定义了决策变量和限制条件基础上，以计算出能达到较好的经济和环境效益的最佳混合比。

限制条件基本上是根据可获得的垃圾组分来确定的。决策变量包括：

- 最大能量输出。
- 高生产量。
- 高锅炉利用率。
- 排放标准要求。
- 总处置厂效率。

Lambrecht 和 Schmidt 在 KOMSA 项目中研究了最佳输入混合度（Optimal Input Mix）[5]。为了找到最佳操作条件，需要以输入混合度为决定变量和以公司效益为目标来解决参数优化问题。模型分析表明垃圾的混合对提高处置厂的效率至关重要。考虑到处置厂的经济和环境效益，与垃圾组分相关的最重要特性指标是处置厂焚烧垃圾处置费、垃圾的热值和灰含量。环境影响和处理成本（比如烟气净化和最终的污泥和灰尘处置）的大小与垃圾中污染成分如氯、硫、重金属等有关。

本章所介绍的垃圾处理厂模型可作为最基础的模型。因为模型的复杂性，仅垃圾

物料流这一项就有几百种变化，目前只有 9 种组合被设置为独立变量。

通过 Lambrecht 和 Schmidt[5] 所完成的大量优化工作，已经使处置厂目标函数提高了 420% 。这个成果在废弃物处置领域应用已获得了显著的成果。

4.3.3.3　物质流管理

通过物质流网络的应用，可以将市、县、岛屿乃至省等在整个网络表示出来。这样就可以开发出以指定位置为基础的物质流管理策略。根据垃圾不同的组成和特点，需要采用不同的处理工艺来达到最佳的处理结果。模型可以用来模拟处理当地垃圾的结果以证明现有的或计划建设中的处置厂的可行性。因此这个模型也是一种决策工具。它可以指导决定选择哪一个工厂，如何确定直接物质流已达到环境友好的处理结果，实现最佳的运行条件，进而达到最高的能量利用率和物质利用率。

因此，将选定的区域特征垃圾送入区域内若干个可选的处置厂模型中，模型将会进行计算和衡算，然后进行比较，然后根据当地的条件和要求选择其中一个最佳的处置厂。

图 4-14 将表述两个案例。在这两案例中，城市生活垃圾既可以采用机械预处理 RDF 厂和垃圾焚烧厂相结合的处理方式，也可以采用传统的垃圾焚烧处理方式。衡

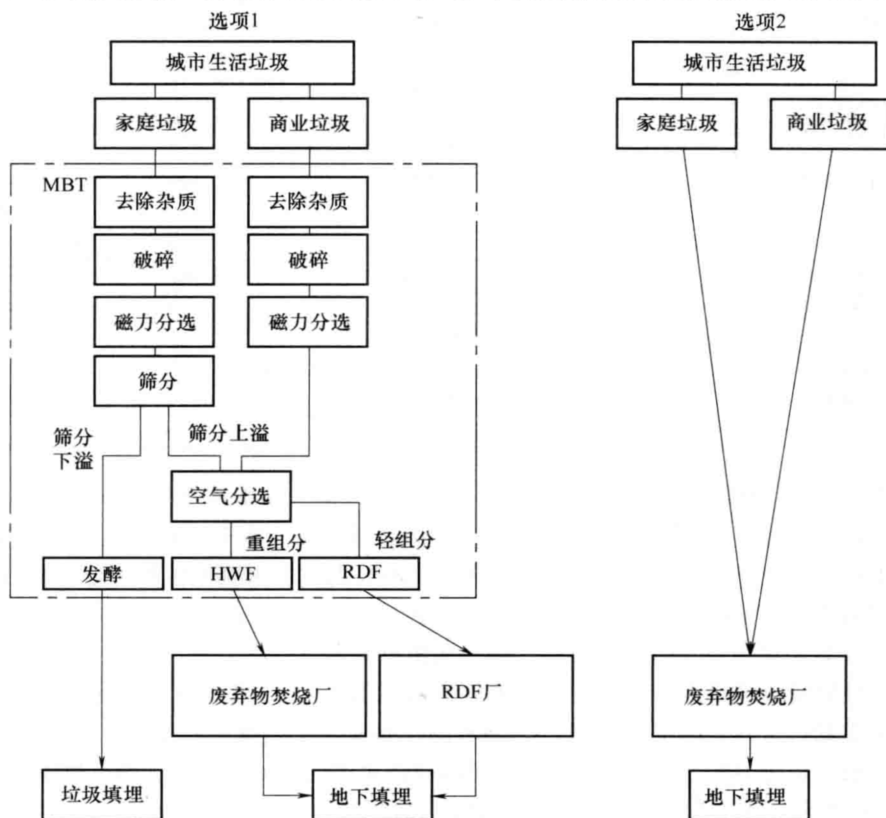


图 4-14　城市生活垃圾不同处理方式的比较图

算范围仅考虑了处置厂本身而省略了厂外运输因素。

在 RDF 厂中，因为衍生燃料对垃圾质量有很高的要求，因此需要考虑机械预处理。基于这种特例情况，机械预处理需要采用机械-生物处理方式处理垃圾。垃圾中重组分和杂质首先被手工清除，剩余部分进行破碎，随后分离出金属，进而筛分出家庭垃圾，筛上垃圾送入空分机进一步进行空气分选。经过上述工序筛下组分基本是有机物类的低热值垃圾组分，而这些组分可以先进入腐熟系统然后送入符合标准要求的填埋厂填埋。筛上部分进入空分机分选出轻组分送入 RDF 厂，剩余的重组分才进行焚烧。相对上述处置厂，在传统焚烧厂中，未经任何处理的垃圾在焚烧炉中直接焚烧处理。

每一种方案处理的垃圾性质和处理量均是一样的。通过模拟，表 4-5 给出了计算结果。

表 4-5　城市生活垃圾不同处理方式的物料平衡

材　　料	单　　位	方案 1 MBT 装置，RDF 装置， 垃圾焚烧装置	方案 2 垃圾焚烧装置	百分比差别
总垃圾输入	Mg	500000	500000	
操作供应				
水	m^3/Mg	0.31	0.5	+37
空气	m^3/Mg	5700	4400	-22
添加剂材料				
给水条件	kg/Mg	0.52	120	+57
排气净化	m^3/Mg	0.25		-100
	kg/Mg	21.1	19.8	-6
其他添加剂	m^3/Mg	0.0004	0.0005	+33
可回收量	kg/Mg	51.9	20.8	-60
残留物				
填埋残留	kg/Mg	320	247	-23
废水	m^3/Mg	0.07	0.07	0
排气	m^3/Mg	4400	5100	+13

对于 50 万吨的城市生活垃圾，方案 2 需要比方案 1 的水需求量多 37%。另一方面传统垃圾焚烧厂空气需求量少 22%。一些添加剂方面方案 1 相对方案 2 用量要多。如考虑填埋需要量，两个方案还有一个非常大的区别。采用机械生物预处理的方案 1 有更多的废弃物填埋量需求，质量减量率比传统垃圾焚烧方案 2 大约多 23%。废水量两个方案大致相当。RDF 方案排出的废气相对较少。

最佳处理方式排序可以根据当地和运行者的要（需）求来确定，这也是为什么需要考虑到每个独立因素的原因。举例来说，如果一个区域（比如一个岛）垃圾填埋量有限，那么显然方案 2 更好。如果可以获得更多的可回收组分，那么更应选择方案 1。在做出上述决策之前，必须每次均要对各厂和垃圾进行单独评价。

从能量流角度，表 4-6 给出了模拟结果。

表 4-6　城市生活垃圾不同处理方式的能量平衡

能　　量	单　　位	MBT 装置，RDF 装置，垃圾焚烧装置	垃圾焚烧装置
垃圾能量	MWh	1450000	1450000
添加燃料能量	MWh	4500	3700
产生能量（热能，电能）	MWh	537300	393000
工厂能量需求	MWh	128100	166900

尽管两种方案的垃圾输入相同，也就是说，即使同样的卡路里热值输入时，但 RDF 厂输出的热量和电量更多，进一步 RDF 厂和 MBT 厂需要更少的运行能耗，不过需要略多的能量输入。

基于 VDI 3460㊀指南的要求[6]，为了获得整体效率，热能和电能的目标能量总和与具体衡算范围内的总能量输入有关。这个概念没有区分不同能量形式的特性。用一个简单的公式［见式（4－1）］，即可比较上述示范厂［见式（4－2）和式（4－3）］的能量效率：

$$\text{能源效率} = \frac{\text{产生的能量} - \text{厂用能量}}{\text{废弃物热量} + \text{辅助燃料热量} } \tag{4-1}$$

$$\text{方案 1 的能源效率} = \frac{537300 - 128100}{1450000 + 4500} = \eta = 0.28 \tag{4-2}$$

$$\text{方案 2 的能源效率} = \frac{393000 - 166900}{1450000 + 3700} = \eta = 0.16 \tag{4-3}$$

方案 1 比方案 2 的效率更高一些，因此预处理城市生活垃圾，在 RDF 厂内利用轻组分更好。通过机械处理可以分类出高热值的组分，这样比直接焚烧所有的垃圾效果要好。不过，对于有机组分，需要采样生物处理来完整整个机械处理工艺。即使机械生物处理过程需要消耗能量，但也比直接焚烧垃圾的总效率高。

所以通过以上的举例分析，采用 RDF 结合机械预处理的方法值得推荐。

上述结论是基于以上所涉及的处置厂得出的。由于实际处置厂的差异性以及垃圾混合物的多样性，这个结论只适用于本章提到的处置厂，并不适用所有的 WtE 工厂。这个例子仅仅展示了怎样用物质流网络来开发管理策略。

4.4　结论与展望

物质和能量流网络为垃圾处理和循环利用管理提供了一种优化工具。这个模型可以展现实际的操作状态，也可以模拟运行条件改变产生的可能处理结果。这或许发生在改变技术选择、改变垃圾输入之后，如污水污泥联合处理或者改变运行设定。在处置厂的建设和规划阶段，这个模型可以用来模拟并可预测出处理结果。据此，运行优

㊀ VDI 3460“固体废弃物热处理能量转化”，第 2 部分，第 4、6 章“总效率”。——原书注

化策略可以在处置厂的运行、规划或建设中进行开发和采纳。更进一步，特定的物质流可以进行开发。可以把环境友好和高效率作为重要指标进行垃圾管理。可以根据特定垃圾类别和组分选择合适的当地处置厂。本章开发并阐述了数个优化策略并证明这些策略可以指导处置厂达到更好的处理效果。一个提高 WtE 厂效率的方法即是调整处置厂的配置。可以在系统中加入一个空分装置来提高处置效果。在 RDF 厂中，通过额外提取高热值的垃圾组分来提高 RDF 厂更高的能量产出。进一步可以得出结论，确定的混合垃圾处理效果要比未确定的混合垃圾来得好。为在处理工艺中达到转化的优化目的，应将所有特征垃圾组分统一考虑。另外，某一特定的物质流管理策略将会影响一个处置途径的总能量效率。每一个处置厂既可以单独建立模型，也可以与复杂工艺链联合建立模型。输入模型的垃圾可以改变（特定垃圾分析需要）。输入参数和传输因子可以任意配置，如在技术路线改变时。特别是在发展中国家，对于垃圾及其回收利用工业物质流网络是一个有力的支撑工具。它可以帮助在指定区域构建和管理垃圾物质流以优化处置厂的运行条件。这样可以提高处置厂处置效果，最小化环境和健康的威胁并可提高处置厂的经济效益。目前，全球变暖，正在寻求减少 CO_2 排放的方法。在模型中加入更多的参数和化学转化，就可以计算 CO_2 排放。另外，UNBERTO®的碳模块也可以用来开发出 WtE 厂综合 CO_2 模型。

致谢

作者在这里感谢德国不来梅政府生态环境应用基金和欧洲区域发展基金。特别感谢所有参加 RessourceMan 工程的研究人员（www. ressourceman. de），尤其感谢 Anke-Schmidt、Tobias Brinkmann 和 SebastianWolff（德国不来梅应用科学大学能量循环和环境工程）。感谢德国普福尔茨海姆大学 Hendrik Lambrecht 和 Mario Schmidt 在 RessourceMan 和 KOMSA 工程研究中的合作。

参考文献

1. CEWEP (2011) Waste-to-energy plants. http://www.cewep.eu/. Cited 18 Jan 2011
2. Ecoprog & Fraunhofer UMSICHT (2010) The worldwide market for waste incineration plants. In: Study—waste to energy; The worldwide market for waste incineration plants 2010/2011. Cologne, Germany
3. Ifu Hamburg GmbH (2011) Umberto—the software for process optimization. In: Umberto Product Flyer. Available via http://www.umberto.de/en. Cited 19 Jan 2011
4. Jaron (2009) Global waste–borders, evils, perpectives. Müll und Abfall 9:436–443
5. Lambrecht Schmidt (2010) Material flow networks as a means of optimizing production systems. Chem Eng Technol 33(4):610–617
6. Verein Deutscher Ingenieure (2007) Total efficiency. In: VDI guideline 3,460 energy conversion in thermal solid waste treatment, part 2, chapter 4, vol 6. VDI-Verlag, Düsseldorf, p 21

第 5 章　废弃物厌氧消化

Martin Kranert, Sigrid Kusch, Jingjing Huang, Klaus Fischer

摘要： 所有的可持续化发展都与能源以及适当的举措应对城市化过程中不断产生的挑战紧密结合在一起，与此同时也将带动农村地区的发展。通过生物质厌氧消化生产沼气是一个特别有前景的选择和方法（包括废料和残留的有机部分），并日益引起全球的重视。它不仅提供了一个清洁和多用途的能源载体，而且也非常适合在城市地区和农业地区作为合适的废弃物管理计划。在全球范围内，沼气生产具有较高的潜力，本章重点考虑其在各国经济发展或转型过程中的实施情况。沼气生产在中国和印度这两个国家早已熟知且常被采用，并有望得到更广泛的应用。本章还重点强调了厌氧消化在拉丁美洲和非洲国家的发展情况。

5.1　厌氧消化的一般性质

生物质是一种可再生资源。用于能量生产时它没有或极少排放额外的二氧化碳到环境中，这使其在气候变化争论的大背景下处于有利地位。

对于那些来自家庭、当地工业和农业生产的含水量高的有机废弃物来说，进行厌氧消化（AD）是一个很好地获取能源的方法。产生的能量在满足热、电或燃气需求的同时可产生有价值的肥料，而且采用的材料中杂质和污染物含量低。

厌氧消化 2000 年前在美索不达米亚就已开始使用。如今，它被广泛应用于世界各地。仅在欧洲，目前每年超过 500 万吨的生物垃圾被厌氧处理。在全球范围内，尤其是在印度和中国可以预见农业废弃物的沼气生产将大幅增长。这两个国家都在努力增加可再生能源的份额。在未来 15 年内，预计中国可实现 2 亿个沼气装置[17]以及印度可实现 15000MW 装机容量[13]。

除了生产可再生能源和宝贵的沼渣外，厌氧消化还有更多的好处。送往填埋区的有机废弃物量可大幅减少。根据欧盟填埋指令和一些国家的法律，这是必要的措施以避免有害排放物排放（气体，渗滤液）。

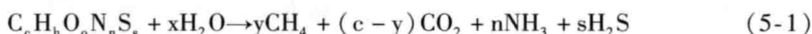
厌氧消化（AD）对发展中国家同样会产生社会影响，特别是在农村地区，可以部分实现燃料供应自给自足（做饭和取暖）的目的。非常耗时和累人的木柴收集可以省略，这对环境将产生积极的影响。但最重要的是，在家务和烹饪上有一个积极的影响。考虑到大多数情况下，都是由妇女负责这些家务，厌氧消化（AD）还可能有助于改善妇女工作条件。

5.2 厌氧工艺的基础

5.2.1 生物化学和微生物学

厌氧消化（或厌氧发酵）是一种液相或固相有机材料在缺氧情况下被数种微生物菌群降解的生物过程。该过程的产出是：① 沼气，它混合了甲烷、二氧化碳以及微量元素，且具有高热值；② 稳定的残渣，在大多数情况下可以作为有机肥料。在某些处理类型中废水被当成废弃物排放。

一般的生化反应遵循式（5-1）[5]：



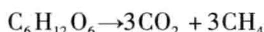
$$C_cH_hO_oN_nS_s + xH_2O \rightarrow yCH_4 + (c-y)CO_2 + nNH_3 + sH_2S \tag{5-1}$$

其中

$$x = \frac{1}{4}(4c - h - 2o + 3n + 2s)$$

$$y = \frac{1}{8}(4c + h - 2o - 3n + 2s)$$

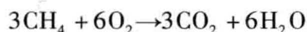
例如，厌氧生物降解葡萄糖（碳水化合物）[24]：



$$C_6H_{12}O_6 \rightarrow 3CO_2 + 3CH_4$$

$$\Delta G'_f = -420kJ/mol$$

通过燃烧沼气生产 CO_2、水：



$$3CH_4 + 6O_2 \rightarrow 3CO_2 + 6H_2O$$

$$\Delta G'_f = -2448kJ/mol$$

如果葡萄糖完全被氧化生成二氧化碳和水，即有 2868kJ/mol 的自由能被释放（相当于在光合作用后葡萄糖中所含有的能量）。上面提到的甲烷燃烧反应可释放 2448kJ/mol 葡萄糖自由能，这相当于其总能量的 85%。

厌氧反应链包括几个步骤，每个步骤涉及特定的微生物群体（见图 5-1）[6,9,27]。

水解：在第一阶段，那些复杂的有机结构（碳水化合物、蛋白质、脂肪）的基质被水解成单体组件（单糖、氨基酸、长链脂肪酸）。

酸化：在第二阶段，通过酸化细菌将单体转化为醇类和挥发性脂肪酸，同时释放氢气和二氧化碳。

成酸：在这个阶段挥发性脂肪酸由乙酸细菌转化生成乙酸和甲酸，同时也释放氢气和二氧化碳。

甲烷生成：在第四阶段乙酸、氢气和部分二氧化碳经产甲烷菌新陈代谢作用后释放甲烷和二氧化碳。这需要严格的厌氧条件（没有氧气），一般来说这是限制细菌活性的步骤。因为这些生物较上面提到的各步骤中生物的生长速度要慢。

在该链反应中产氢和耗氢的细菌是协同工作，相互依赖（种间氢转移）。允许两种反应存在的条件是氢分压必须在 $10^{-6} \sim 10^{-3}$bar 的小范围内[28]。

5.2.2 工艺参数和因素

许多参数和因素会影响微生物的新陈代谢过程。为了确保工艺稳定和优化，必须

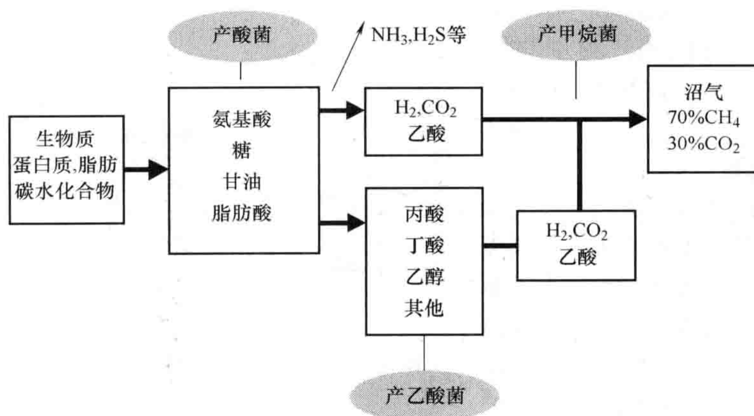


图 5-1　厌氧消化反应链

控制其中的一些参数[4,11,25,26]。面临的挑战之一就是酸化和水解的最佳条件与甲烷生成要求不同。除其他因素外，在设计和操作厌氧消化（AD）装置时，必须考虑到这一点，重要的参数如下所示。

5.2.2.1　基质

厌氧工艺技术和装置操作的最优选择取决于基质的类型。基质必须提供所有重要的组分而且不能有限制或抑制类的物质。微量元素如镍、钒、铁、钠、钾等是必需的[6,9]，在基质中通常是给定的。

抑制作用和毒性作用可能发生在消化过程中，例如，基本环境中的高浓度氨（pH > 8）[6]，硫的存在（还原性硫与产甲烷菌的竞争，不游离的 H_2S 浓度 > 50mg/L）、高浓度重金属（取决于 pH 值）、抗生素和芳香族化合物（如苯酚）的存在[9]。因此要避免中间代谢产物对这些过程的限制（例如挥发性脂肪酸的积累）。生物降解性所决定的停留时间如图 5-2 所示。

C∶N 比率（基于干质量）应该在16∶1～25∶1 范围内，在过高的 C∶N 比率里会导致氮不足（新陈代谢出现问题），N∶P∶S 比率应该保持在 100∶20∶20 左右。

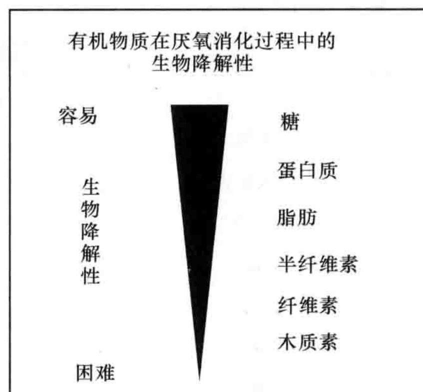


图 5-2　在厌氧消化过程中有机物质的生物降解能力

5.2.2.2　温度

微生物在厌氧过程中的合适温度在 0～65℃范围之间。酶和细菌的活性随着温度（Arrhenius 方程）升高而增强。这里涉及基于细菌的三个最适条件。在酸化和产乙酸菌技术工艺中，高微生物活性温度处在 35～55℃之间。相比于产甲烷细菌，微生物由于其高增长率，因此对温度变化的敏感性要低

一点。产甲烷菌的最适条件局限在一个较小范围内，跨度更小（中温 30～40℃，高温 55～65℃）（见图 5-3）。

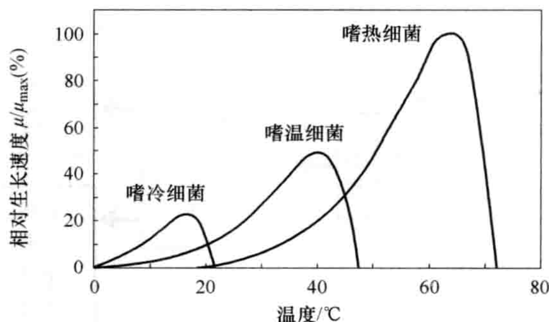


图 5-3 温度对产甲烷菌反应速率的影响[4,31]

5.2.2.3 pH

pH 值影响酶系统，因而间接影响着工艺。因为酸的电离平衡发生了转移（挥发性脂肪酸以未离解的形式渗透细胞膜）[10]。水解和酸化细菌适合在 pH 值 6 左右的范围，适合产甲烷细菌 pH 值6.7～7.5。必须避免 pH<6，pH 值>10 将会导致微生物系统的严重损伤。

5.2.2.4 其他因素

影响微生物新陈代谢过程的其他因素如下[13]：

- 缓冲能力（氨、碳酸盐）。
- 氧化还原能力。
- 机械因素（搅拌、混合）。
- 微生物浓度。
- 基质的比表面积。
- 衰变。
- 光。

5.2.3 沼气特性

沼气是由甲烷和二氧化碳组成的，此外，它含有一定的杂质。这些杂质会影响其使用、排放、运行和技术设备生命周期。气体成分和气体产率取决于基质（参见 2.2 节）。表 5-1 显示了典型沼气的参数。

表 5-1 沼气的成分和特性[6,13,15,27]

参　数	数　据
甲烷	50%～75%（体积比）
二氧化碳	25%～45%（体积比）
水（汽）	2%～7%（饱和的）体积比
氮	0～2%（体积比）
氢	0～1%（体积比）
氧	0～2%（体积比）
氨	0～0.05%（体积比）
硫化氢	10～30000mg/m³（标准参比条件）
硅氧烷	0～50mg/m³（标准参比条件）

（续）

参　数	数　据
热值（60% 甲烷）	21MJ/m^3（标准参比条件）
范围	6.0 ~ 6.5kWh/m^3（标准参比条件）
密度	1.2kg/m^3（标准参比条件）
爆炸极限	6% ~12%（在空气中）

5.2.4　沼气生产的基质

不同类型生物质可以用作厌氧消化的原料。考虑到 AD 过程（上述）具体的要求，混合基质的优点就是有利于形成微生物生长的最优条件，包括可生物降解的物质、微量元素、水和可避免有害和抑制作用的物质。

这里必须提到，木质生物质（如木材）和合成有机聚合物（塑料）不能或者是非常缓慢地生物降解。一般，理论沼气产量可以依据有机化合物计算（见表 5-2）。

表 5-2　有机化合物沼气产量[6]

木质素	0L/kg VS
淀粉	830L/kg VS
蛋白质	890L/kg VS
纤维素	960L/kg VS
脂肪	1420L/kg VS

用于厌氧消化的来自垃圾和残留物的基质有：从家庭和烹饪来的有机废弃物，城市生活垃圾，来自工业/商业垃圾的有机废弃物，污泥和排泄物，农业残留物。表 5-3显示了典型的沼气产量和选定基质的成分。

表 5-3　沼气的产量和选定基质的成分[2,12,13,15]（Kranert 等，2010 年，废弃物管理实验室废弃物分析。卫生工程研究所，水质和固体废弃物管理，“未发表”）

基　质	TS（%FM）	VS（%TS）	沼气（m^3/kg VS）	甲烷（占体积百分比）（%）
城市生活垃圾				
生物废弃物	30 ~ 65	45 ~ 70	0.15 ~ 0.6	58 ~ 65
市场废弃物	35 ~ 60	75 ~ 90	0.4 ~ 0.6	60 ~ 65
剩饭	10 ~ 35	80 ~ 98	0.2 ~ 0.5	45 ~ 60
绿色废弃物	35 ~ 70	45 ~ 90	0.5 ~ 0.65	55 ~ 65
草	9 ~ 13	80 ~ 90	0.2 ~ 0.7	50 ~ 56
固体废弃物	65 ~ 75	55 ~ 65	0.15 ~ 0.5	55 ~ 65
脂肪（脂肪分离器）	2 ~ 70	75 ~ 90	0.6 ~ 0.7	60 ~ 70
饮食业				
用过的水果	25 ~ 45	90 ~ 95	0.4 ~ 0.7	55 ~ 65
苹果泥	2 ~ 3	95	0.5	55 ~ 65
土豆泥	6 ~ 18	85 ~ 96	0.3 ~ 0.9	55 ~ 60

（续）

基　　质	TS（%FM）	VS（%TS）	沼气（$m^3/kg\ VS$）	甲烷（占体积百分比）（%）
油籽				
残留物	92	97	0.9~1.0	60~68
瘤胃	11~19	80~90	0.2~0.4	58~62
污泥和排泄物				
人类排泄物				
无尿	25~30	72	0.2~0.4	45~65
有尿	5	63	0.3~0.4	55~75
污水污泥	2~10	50~80	0.3~0.6	40~75
农业废弃物				
液体粪肥				
牛	7.5~13	75~82	0.15~0.6	53~62
猪	2.3~11	75~86	0.3~0.88	47~68
家禽	10~29	67~77	0.3~0.8	55~63
固体粪肥				
牛	24~26	68~76	0.15~0.55	42~68
猪	15~25	75~80	0.27~0.45	55~62
家禽	35~86	60~80	0.25~0.45	51~60

注：TS—总固体量（干重），FM—初始质量，VS—挥发性固体（有机质量）。

5.3 沼气发电厂的规划和成功运行

沼气发电厂的成功运行和经济可行性高度依赖于良好的项目规划、工厂操作员的技能和生物工艺有关知识。

5.3.1 沼气发电厂类型

已经开发了许多不同类型的沼气发电厂，规模化的装置可在不同地区和各种应用中找到。以下概述的类型通常限制实施用于消化固体废弃物、农业基质和家庭废弃物。需要指出的是，各种附加装置类型的存在与废水处理，尤其对消化污泥和有丰富化学需氧量的工业液体废弃物有关，如上流式厌氧污泥床反应器（UASB），厌氧折流板沼气池，厌氧接触沼气池，固定膜沼气池，上流式固定膜沼气池，厌氧过滤沼气池。以上提到的有些概念是在消化废弃物或农业材料时作为混合系统的一个部分偶然发现的，但它们并不能被认为是除废水处理分支以外厌氧消化的一个参考标准。

表5-4给出了应用于厌氧消化的不同技术概念的概述。在批处理系统中，消化和沼气生产需要从填充反应器重新开始，因此沼气供应是不连续的。商业操作上一般需要有几个反应堆运行（交替装卸），至少要操作三个反应堆。在大多数情况下，一个连续的系统被认为是更适合于大规模操作[35]，从而避免输入成分的急剧变化。

表 5-4 沼气池的类型

操作模式：批量/分批补料或连续	在批处理系统基质消化要超过一个预定义的时间。一旦消化完成后材料被去除，新鲜的基质装载后开始新的处理 在分批给料模式下，材料逐步加入到沼气池中，直到空间用完。然后沼气池被清空，以提供新的反应器空间 在连续的系统中（或更精确的半连续的）基质定期通入反应器，不存在中断装载新鲜的原料或卸载污水
材料运输和反应器中的均化反应	厌氧消化工厂最常见的类型是基于连续搅拌罐反应（CSTR）的概念。这些工厂都配有搅拌沼气池设施（连续式，或者在大多数情况下半连续式），从而使反应器中物料同质化，而且不同的颗粒有不同的停留时间，在非常短暂的消化时间后一部分材料离开反应器 塞流沼气池是狭长的且没有内部搅拌罐的大容器（一般长是宽的 5 倍）。入口和出口分布在相对的两端，利用半连续方式进行给料，通常采用含固体物质 11% ~15% 的厚基质。理论上，这种沼气池类型的反应堆里的基底在通过反应器时不纵向混合，每当新肥料添加时总朝着出口前进（实际上是材料不继续作为一个插件，部分流通过沼气池的比别的快，但保证最低停留时间远远优于 CSTR 概念，从而允许更好的同质化）
总固体含量（TS）	所谓的湿法沼气发电厂在农业沼气生产中是最常见的，它们在 TS < 15% 下操作。当在这个过程中消化较高固体含量的材料时，需要调整含水量（增加液体基质、水或再循环的消化池废水） 消化以固体形式为主的可用有机材料时，实施用于设计处理高固体含量的技术工艺是一个合乎逻辑的步骤（城市固体生物垃圾，农业固体基底等）。所谓的干沼气工厂通常是工作在 TS > 20% 的情况下，由于消化基质导致水含量往往不能调节到一个特定的值
一级或两级（多级）的厌氧消化系统	到目前为止，大部分厌氧消化工厂是一级的过程，消化过程只有一个单一的反应器（一般后跟一个储存罐）。在两级系统（多级系统，但它非常罕见）的工艺条件下，可以为不同组的微生物进行优化，以提高整体沼气生产效率。而在第一阶段可以优化条件以达到快速液化，第二阶段可溶性物质转化成沼气。与单级系统相比，其工艺更快速更稳定，但是投资和维护成本是相当高的

批处理沼气池是建造费用最少操作最简单的。单级的批处理沼气池（通常可在分批给料模式下操作）不需要多少技能，不需要精通，由于操作的简便性，在农村地区通常更受欢迎。批量干式消化特别有吸引力，这是最简单的工艺，操作过程仅仅涉及将固体废弃物装载到密封的沼气池中，培养液接种，并在某些情况下，加入碱以维持 pH 值。使用批处理系统最成功的沼气项目是在菲律宾进行的[35]。当操作几个反应器时，可使沼气生产均衡，批量干式厌氧消化工厂现在也成为工业化国家的标准，如德国（如 Bekon 系统），以 4 ~6 周的消化时间操作（而在发展中国家批量反应器

通常每年只有几次加载）。

应用于发展中国家和地区的连续沼气池种类主要包括下列系统[30,35]。

1）浮动圆顶沼气池。这种类型起源于印度，并在20世纪50年代被卡迪乡村工业委员会（KVIC）推荐。这种设计的沼气池现在广泛应用于世界各地。沼气池产生的沼气密封在浮动盖下。气罩的体积是每天总气体产量的50%左右。该系统最初是由低碳钢制成，直到引入塑料强化玻璃钢煤气筒。从历史上看，牛粪被作为夜间粪便进行厌氧消化；典型的原料是牛粪，农业残余物，（人的）粪便及水生植物。牛粪作为接种物加料前被稀释到TS含量10%。该系统已经历了很多的努力以优化效率（加热，搅拌，保温，修改几何结构，入口/出口）。在沼气池高径比较大的情况下，要包括一个中央的挡板，在混合情况下防止短路。

2）Janata沼气池模型。这是由印度的非政府组织引入的，比浮动的圆顶模型要便宜20%~30%。最常见的容量为每天2~6m^3的沼气。该系统非常适合地区操作或社区规模沼气池，例如用于农村/丘陵地区。

3）固定的圆顶沼气池（中国模式）。迄今为止这种类型在发展中国家最为常用。这个装置包含一个由砖、石或灌浇混凝土建造的气密室。内侧施加有许多薄层砂浆，使其不透气。消化材料在环境压力下占到反应器总体积的95%，半连续送入沼气池。沼气存储在穹顶下，取代了污水室的一些空间。

4）袋式设计沼气池（中国台湾地区模式）。该反应器是一个长的圆柱体（长度：直径为14:3），由聚氯乙烯或氯丁橡胶涂层的尼龙织物制成，作为塞流式沼气池（非混合）。沼气池壁薄，这有利于供热，用太阳能来加热可能为提高性能提供额外的潜力。

技术类型在不同的国家传播经历了不同的成功模式。即使采用相同的技术，在不同的国家，甚至在不同的地区[1]，得到的结果往往是不同的，强调厌氧消化项目的成功实施，除了技术以外，其他因素同样具有决定性的影响。

除了进一步在家庭层面上安装厌氧消化装置，大规模沼气设施在经济发展和转型中的国家变得更加重要。可持续的废弃物管理计划，大规模城市化的趋势，农业分支的工业化（如动物养殖）的需求是一些相关影响因素。以中国为例，猪粪是沼气厂的传统基质。目前家庭养猪生产显著下降，而工业生猪养殖产业在上升，已经超过中国猪肉供应的30%[22]。这些设施在处理大量猪废弃物过程中遇到问题，而且环境风险一般较高（废弃物泄漏、污水流入河流），因而使得沼气工厂特别引人关注。

在巴西和菲律宾最常见的大规模生物沼气池是使用甘蔗残渣作为原料。

印度非常清楚地认识到沼气的潜力，并在寻求解决方案，以应对交通运输（其主要问题之一）造成的空气污染，国家还计划使用压缩沼气作为汽车燃料。厌氧消化已被评定为一个适合处理城市和城郊地区的有机生活垃圾的技术。基于研究，开发和实施更多的厨房/市场废弃物和有机生活垃圾的厌氧消化所需的知识和经验已成为可能，例如在南印度，一系列沼气厂通过印度机构已开发和实施专门用来处理有机固体废弃物，而不是粪肥[37]。大型设施容量高达每天100吨。开发商和运营商的主要

动机是需要找到废弃物处理解决方案，产生的沼气经常被认为是一个附加产值。虽然尚未完全落实，但创新的法律框架的制定（城市当局有责任推动废弃物分类，从源头避免生物降解的废弃物填埋）可以大大有助于厌氧消化在该国进一步传播。进一步需说明的是，技术是不能直接从家庭规模转化到市级规模的，专业知识是必需的。必要的卫生处理，额外的基础设施包括接收区，预处理设备，消化管理以及安全问题等是必须考虑的一些要点。

5.3.2　厌氧消化厂的面积

决定沼气厂面积的主要参数是停留时间，而停留时间只能在批处理型工厂中准确定义。对于连续操作的设备平均停留时间（水力停留时间（HRT））近似等于体积除以每日的入渗率，这一关系可以应用于决定必要装置的体积（见图 5-4）。需要考虑，每多出 $1m^3$ 反应器体积都会导致更高的投资成本，所以，生产沼气的最优化成本一般都低于生物学上的最优成本。

$$HRT = \frac{V_R}{\dot{V}}$$

HRT 水力停留时间[天]

V_R 反应器体积[m^3]

$\dot{V}$ 日入渗率[m^3/天]

$$OLR = \frac{\dot{m} \cdot c}{V_R}$$

OLR 有机负载率[kg VS/(m^3 · 天)]

c 有机物质浓度[kg VS/kg]

$\dot{m}$ 日流入基质质量流量[kg/天]

图 5-4　水力停留时间和有机负载率

有机负载率（OLR）被厌氧消化系统的生物转化能力所限制，取决于装置的类型、操作方式和消化基质。当给予系统高于它本身的持续 OLR 时，气体产量将会降低，这是由于脂肪酸等抑制物的积累。在连续系统里，OLR 是一个关键的控制参数，它与 HRT 密切相关。

典型的有机负载率如下[12]：

- 用于淤泥、肥料的搅拌反应器：2.0～4.5kg VS/(m^3 · 天)。
- 用于生物废料共发酵的搅拌反应器：0.5～3.5kg VS/(m^3 · 天)。
- 用于源隔离生物废料的塞流反应器：7～9kg VS/(m^3 · 天)。
- 用于垃圾和排泄物的家庭规模的厌氧消化装置：0.8～1.2kg VS/(m^3 · 天)。

为了在嗜温温度范围内消化液体肥料，以下近似值用于 HRT 的选择[18]：

- 液体牛粪：20～30 天。
- 液体猪粪：15～25 天。
- 液体鸡粪：20～40 天。
- 动物粪便与植物原料相混合：50～80 天。

停留时间太短会导致这样一种情况：微生物的灭亡快于再生，也就是说沼气生产会出现停顿。这在淤泥/肥料的农用工厂上很少发生，但处理植物原料或工业垃圾时存在这样的问题。

停留时间非常依赖于工艺温度和消化基质。用于淤泥农用工厂典型的 HRT 是，高温操作（48 ~ 55℃）15 ~ 20 天，中温（30 ~ 42℃）30 ~ 40 天，低温（ < 20℃）70 ~ 80 天[11]。那些停留时间是指生物降解约 50% 程度时所需的时间。更高程度也是可能的，但由于经济成本原因并不常见。

在生物废弃物工厂中，典型的停留时间是在 20 ~ 30 天之间[12,27]，在废水处理厂中是 20 ~ 30 天。在某些情况下增加反应器体积是可行的，所以停留时间可增加到 60 天[23]。集中的嗜热降解过程也发现了水力停留时间为 10 ~ 15 天[6]。对于发展中国家的农村沼气工厂，停留时间一般在 150 ~ 200 天左右，有时也会多于一年。

气候条件同样需要考虑，特别是在设计一个没有加热装置设备时。完全依靠一般文献数据是不合适的。在发展中国家，大部分地区都是高原地区或者是夏季炎热冬天寒冷的大陆性气候。低温环境会降低消化过程中微生物的活性，随之也降低了沼气的生产率，这可以通过提高沼气池体积或温度来克服。如在印度的南热带地区，典型的给料停留时间是 30 天左右，而在北部则需要 50 ~ 55 天，导致沼气池体积要扩大 1.8 倍（ = 55/30）。平均温度 15℃ 比较合适，低温下就要求有加热装置了[10]。

5.3.3　设计阶段

在沼气项目中每个设计阶段都是很重要的。许多沼气生产失败都是由计划错误和决定不当引起的。一般要考虑的关键点有[32]：

- 沼气厂的选址和设施布局与其建造本身是一样重要的。当一个精心设计的沼气厂安放在一个错误的地方时，它将成为一个无用的设施。
- 基质必须适合于厌氧消化技术。用不适合的材料填充一个沼气池将会导致无用的装置（也可能导致技术问题）。
- 不恰当的选址计划可能要求不必要的额外设备或可能导致进一步的劳动投入。

对未来的沼气工厂运行人员来说，有关技术和生物工艺的知识是必不可少的。宣讲会、研讨会和培训班、沼气厂考察，参观现有的厌氧消化沼气厂和与沼气厂运行人员的直接交流都是可行的。在发展中国家需要克服的问题也与这样可行的机会（研讨会，培训班的质量）有关，同时与关联成本、学历以及当地认知能力等有关。

在规划一个沼气发电厂时其中最重要的因素是谨慎和实际地评估基质的可用性和它们潜在的沼气产量。

需要考虑沼气池运行和物流管理的劳动力需求。一个站点与另一个站点的差距可能很大，这取决于设计、综合管理、运行人员的知识和技能，可用基质的特征、天气条件、沼气利用路径等。一些措施如下：沼气池和所有管道应定期检查，基质的合理管理、农田残留物的破碎和堆肥预处理、水分含量控制和肥料/液体添加、污水/消化液管理、混合控制以及生物工艺的监控和问题的管理。

中国西南地区的一项调查显示，有 61% 的农村社区成员不相信有足够的劳动力来运行一个家庭沼气池[22]。主要劳动者离开村子，为了工资在城市工作，这是一个至关重要的因素。外出务工者往往是年轻的，受过良好教育的，而他们是能接受操作沼气技术的那一部分人。沼气池装置要考虑的不仅仅是劳动力需求。从技术上讲，在

中国农村地区一个家庭需要四头以上的猪来供家庭沼气厂运行，才能满足家庭做饭和照明的需要。而现实是，即使是熟练的养猪户，许多村民都无力供养两头以上的猪[22]。

沼气厂是一个长期的固定投资。就发展中国家地区沼气厂而言，数百美元的投资需求即是一个重要的投资壁垒。这种投资壁垒迫切需要减少。以下给出了一些可能的解决方案[10]：

- 投资补贴。在不同的国家存在着不同的项目。如在柬埔寨，一个家庭规模沼气厂总投资可以退还 150 美元（基金由捐助者提供）。
- 微型融资。如果能为厌氧沼气池提供一个负担得起的贷款，这将可能有吸引力。
- 创收活动。加强农产品商业化计划和生物制浆拓展计划有助于鼓励推行厌氧消化。

5.3.4 沼气厂的运行

有效的管理对一个厌氧消化厂的成功运行及沼气的生产是至关重要的。为了安全和高效的运行一个沼气厂，每个运行人员必须对工厂的技术配备和沼气产生过程有详细的了解。这有利于避免给料错误，以及出现问题时可以正确应对。问题可以是多种多样的，包括沼气产量的中断，气体质量不高，形成浮渣，给料问题或出口问题，管道的堵塞，设备的故障等。一般在消化高能量和容易水解的基质时需要给予更多关注，相对而言，厌氧消化肥料和淤泥的运行较为可靠并且不容易出故障。

运行一座沼气厂在不同的时间间隔中需要采取定期和多种措施（从日常例行检查到清洁反应器，如每年一次），一个持续的工艺过程比一个批处理工艺过程需要更多的定期关注。运行人员必须意识到万一自己生病了，可以通知其他人以确保沼气厂的基本规定操作。

很多情况下，由于运行人员缺乏知识，会将很多不合适的基质放入沼气池中。有限和昂贵的培训机会也使村民们对使用沼气感到失望，由于课程质量差，有时会被认为是浪费金钱[22]。在生物处理过程中需要排除含农药、消毒剂、抗生素等特定材料。当消化如食物废弃物等材料时，必要的预处理知识包括卫生处理是必需的。

维修有时是必须进行的。厌氧消化厂运行人员当计算设备的经济可行性时必须考虑到维修成本。可靠的维修支持是否容易获得是一种技术在当地能否获得信任和推广的决定性因素，不过有时也有例外（特别是农村地区）。通常如没有可行的保险政策即意味着运营商需要额外投入来支付维修费用[22]。

中国有句谚语说“好事不出门，坏事传千里”。对失败的沼气项目和不成功的沼气池的看法远远比良好的沼气项目在技术可靠性和经济可行性方面的影响大。这就强调了对沼气池良好管理的重要性，不仅是对运行操作人员，同样是对更多一般规模形式的要求。如仅建立尽可能多的厌氧消化厂是不够的，而相应的丰富的操作知识、个人技能以及可靠有效的支持是同样至关重要的。

5.3.5 安全问题

沼气可来源于任何形式任何大小的沼气池，具有易燃性、易爆性（与一定的空气/氧气混合）和腐蚀性。如果选择不合适的材料（包括沼气池本身的各种部件，如搅拌设备、布线系统及消化管道），暴露于厌氧消化液或沼气冷凝水中的部件将会快速被腐蚀掉。

二氧化碳和硫化氢均比空气重，而甲烷和氨则比空气轻，重的成分会沉淀和积聚在储罐和凹坑的底部，轻的成分会在池的顶部聚集。

通过置换周围的空气，沼气可以创建一个缺氧的环境。缺乏氧气尤其针对脑细胞，将会导致人判断和协调受阻。在氧含量较低（$<10\%$）时会使人的意识丧失并可能会发生致命事件。

- 积累的甲烷能引起火灾或爆炸。
- 氨通常会刺激眼睛和呼吸道。
- 硫化氢是一种剧毒气体。低浓度的氢硫化物可以通过其典型的气味（臭鸡蛋味）感知，但是在较高浓度（>150ppm）时，则不能感知到。

5.3.6 分散式沼气池的生态和社会影响

沼气技术以可再生能源形式利于维持稳定的电力供应，节约燃料和保护环境。通过应用沼气，大多数甚至所有的传统燃料，如化石燃料、柴火和稻草等将被保存。如果按沼气池每年产生400m^3 的沼气，相当于节省0.7 吨的煤或1.2 吨的柴，这相当于2100m^2 的森林面积。

同时可以消除由于燃烧生物质或煤产生二氧化碳和甲烷的大气污染。1991 年，在中国由于利用沼气减少了超过200 万吨的温室气体。2010 年，由于增加了沼气池，温室气体的减少增加到3000 万吨[39]。

沼气的利用产生了一定的经济、环境和社会效益。此外，也明显降低了在收集柴火花费或提高作物上的工作成本，同时显著节省了在点火和加柴过程的时间。每年在农村地区大约需要700h 以维持传统的生活方式，而对于沼气的应用，大概只需200h 用来如收集动物粪便和把污泥变成的肥料施用于农业农田等方面。结果显示，沼气用户比非沼气用户每年可以节省下500h[7]。

沼气的应用为人类及动物的粪便和现有的寄生虫问题提供了一个解决方法，有助于改善农村环境卫生。根据有关试验结果，大多数沼气浆达到中国粪便无害化处理卫生标准（426 个沼液样品96.08%）[34]。测试进一步显示，沼气淤泥中氮的保有总量增加了46%，而氨基酸态氮的增加超过了20%。污泥中含有几乎没有损失的磷、钾或其他营养物质。把沼气浆作为肥料施用于土壤，已经证明土壤孔隙度、有机物质和pH 值均分别增加了。相比较于大规模发酵沼气池，在小规模的沼气池附近不会出现难闻气味。

此外，沼气生产发酵过程中，有利于消灭寄生虫卵，这有助于预防传染病和保障农民健康。它也可以有效地减少眼综合症、哮喘或其他疾病，这些通常是由传统的烹饪方式产生的烟雾引起的。

5.4 产品的利用

厌氧消化（AD）有助于建立环保型的废弃物管理。它是目前解决来自农业活动中气体排放问题最有前途的方法（气候气体排放：CH_4，N_2O；气味滋扰）。此外，它会分解产生沼液提高化肥的价值，从而使植物更好地吸收养分且减少流失。同时生成的能源有潜力取代其他能源，比如化石能源。这样可以减少温室气体的排放，有助于实现一个更加可持续的能源概念。

5.4.1 沼气利用

沼气有非常广泛的应用前景，最常见的是：

- 直接用于做饭和照明（家庭层面上小规模的厌氧消化厂通常提供燃料，来弥补家庭或者农业场所的需求；沼气燃烧非常干净，相比于其他生物质燃料生成的空气污染要少得多）。
- 产热利用。
- 电力生产（部分发电机可以燃烧沼气；在热电联产机组中，发电的过程往往伴随着热量得产生）。
- 汽车/车辆燃料。
- 送入天然气管网（质量升级后成天然气；在工业化国家大规模生产中的一个标准；存在不同的升级技术）。

沼气也可以被用来提供制冷（农业存储设施，猪马厩，附近医院或其他处所）。

当沼气用于温室供热和照明时，其将显著增加二氧化碳的浓度，这能够使植物更好地生长（二氧化碳农业的简单形式）。

在生产的第一线，是没有必要直接利用沼气的。当地沼气网络可以智能地提供沼气到使用效率最高的地方[29]。

相比于其他可再生能源，沼气有一个优势，那就是可以进行存储，并根据不断变化的要求加以使用，或者作为替代能源使用。沼气可以作为一个特别有利的选择，比如为边远地区或岛屿的混合动力系统供应电力。

5.4.2 沼渣

在有机形态下，氮首先会被矿化。氨可以转化成硝酸盐被植物吸收，而有些植物可以直接利用氨。植物养分吸收的程度取决于吸收的时间，而当植物无法吸收营养物质时，营养物质往往会从土壤中浸出。厌氧消化可将大部分的有机氮转化成氨，消化产生含氮量为60%～80%的氨化合物。这使它完全能使土壤浸出损失最小化，符合良好农业规范的发展路线。

厌氧消化产生的沼渣经过改进后所具有的肥料价值，被视为具有经济利用价值的厌氧消化产物。其他肥料不断被取代，更高的生物产量可能实现，像报道的用于卷心菜、花椰菜[22]。

与粒状肥料相比，厌氧分解产生的沼渣也存在缺点，它是一个预先确定的混合

物，因此成分不能改变。如果一旦土壤要求的第一营养物得到了满足，其他的营养物质将得不到利用。在农业系统密切监测下遵循良好实践原则，因此需要其他化肥补足土壤的营养需要。

因为大多数的氮在厌氧分解下以氨的形态被利用，厌氧消化技术传播应该被给予特别的关注，并且优先关注使氨损失最小化的技术。

沼气可以减少粪便传播的疾病和寄生虫病。农业中使用未经处理的人类和动物粪便的行为，是很多严重疾病最主要的传播途径。此外，厌氧过程可显著减少气味排放，从而减少吸引苍蝇。

部分不适合土壤使用的厌氧分解产生的沼渣（例如由于重金属污染）必须得到妥善处理。

5.5 沼气技术的推广

5.5.1 一般情况

拉丁美洲和非洲大部分地区的气候条件是适合沼气厂的，尤其是在加勒比地区和热带国家。沼气厂的可用基质的量是非常高的。然而，在所有的拉丁美洲和非洲这样的厂只有几千座。建于20世纪80年代或90年代的沼气厂几乎全都运行状态不好。

由于缺少政府支持以及人口密度较低使得沼气技术推广不力。现有沼气厂故障的原因是多方面的，比如用户的培训不够、材料错误、技术缺陷、动物数量减少或水的问题等。

目前，一些机构已经成立并开始了一系列的国家和国际的沼气项目，来促进沼气技术的发展，从而作为一个解决拉丁美洲和非洲的环境问题和弥补能源缺口的方案。

5.5.2 中国的沼气技术

5.5.2.1 概述

中国是最大的沼气生产国和消费国。在中国普及和研究沼气始于1970年左右。到2007年年底，经过了超过30年的发展，全国各地约26万个家庭沼气池已投入使用。在中国，最基本的应用型家用沼气池是6～10m^3的水力压力沼气池，也被称为固定半球型沼气池。在不同的地理地貌和气候区域，无论是在中国西部地区或是在中国中部的平原地区，无论是在中国北部的寒冷高原地区或是中国南部的亚热带和热带地区，大量沼气池被建立起来。大中型养殖场沼气项目增多，从2000年的约800项增至2007年底的约8500项，年沼气产量已达到104亿m^3。

中国政府一直高度重视并为农村沼气发展提供大力支持。沼气发展享有非常良好的政策和法律环境，以及一个相对完整且高效的工作网络，涵盖沼气应用推广、技术支持和维护网点。根据沼气发展规划，到2020年，计划在畜禽养殖场建成1万个大型沼气工程和6千个利用工业有机废水的沼气工程。大约有80万农村居民家庭（300万人）将使用沼气作为其主要燃料。

一个相对完整的和高效的网络已经发展起来，其中包括了沼气应用市场营销，技

术支持和维护。已经有超过 8 千个农村能源办公室在超过 1900 个县和乡镇建立起来，有 4 万名全职工作人员负责农村沼气的管理。

农业部门还注重教育，推广和培训：他们不仅出版沼气培训的相关资料，制作电视和广播节目，而且还组织了许多培训课程，使技术人员和农民可以获得沼气技术知识。

5.5.2.2　典型家用沼气池及维护

在中国，最基本的应用型沼气池是水力压力沼气池，这通常是一个埋于地下的，上端呈圆形的浅层设施，所以它也被称为固定半球型沼气池（见图 5-5）。这些家用沼气池的容量约为 6 ~ 10m^3，沼气池的预期寿命是 15 年[38]。

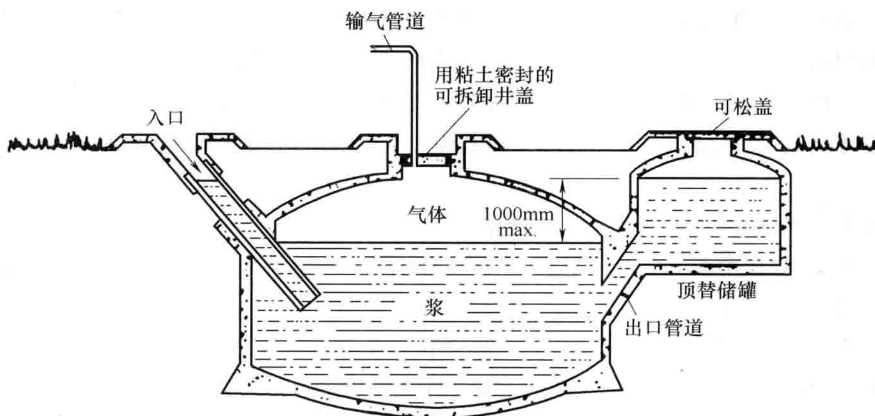


图 5-5　固定半球型沼气池结构[17]

这个设施采用动态系统，当气体产生并存储在沼气池的上部时，气体的压力将增加然后推动粪便和淤浆从坑的底部向上流动，进入补偿罐。当气体用完时，气体的压力将降低，淤浆回流并到沼气池室，推动气体使用。气体消耗和产生的恒定循环，使补偿罐、发酵室之间的压力始终保持平衡状态。

反应器的建造是由训练有素的技术人员和家庭成员完成。整个结构的完成分为以下阶段：

- 选址：到浅层水井的距离至少有 10 ~ 15m，沼气池站点和沼气设备之间的最大距离为 25m。
- 材料的制备（例如，砖、水泥、沙子等）。基本建筑材料是混凝土和砖块，在中国农村常常使用且比较容易获得。
- 分层建设的定位和挖掘。
- 建设沼气池体，包括底部、墙壁、屋顶和密封层，以及粉刷来防止厌氧消化废弃物的泄漏。
- 沼气的气体传输管道建设。
- 质量控制，以确保施工质量和正常产气。

这些沼气发电厂的操作和维护特别简单。动物和厕所产生的废弃物直接流入到反应器中。有时候，也需要人工加入反应物来维持沼气池内频繁的输入和输出，否则如果新鲜原料供给不够及时，气体产量将会下降。每天约20kg的新鲜原料被送入沼气池，同时20kg浆料要从中取出。一些有害基质不允许投入沼气池，其中包括各种有毒农药或含农药的作物的茎，含重金属化合物和有毒物质的工业废水等。沼气池需要定期检查管道，接头，开关，入口的盖子，出口管道及水柱的压力。沼气池中的压力过高时，必须立即释放气体来保护气箱和防止沼气池盖爆裂，防止事故发生。

中国北方的冬季气温比较低，这不利于生产沼气。回顾中国家用沼气的发展表明，阻碍中国北方沼气利用的关键因素之一是沼气池如何度过冬天。因此在冬天到来之前，必须采取措施保护农村沼气池度过冬天，以确保正常产气，还应采取保温，比如采用塑料覆盖层或物料堆，环形沟，浇热水或集成的太阳能电池。

一些相关的实验表明，使用太阳辐射、结合隔热棚、建设环形沟以及用玉米和秸秆覆盖等措施能使沼气厂的温度显著提高，长时间保温能保证沼气厂在冬天正常产气。

5.5.2.3 中国家用沼气池的经济评估

一个小型家用沼气池的成本大约是220欧元，对于较大型的（拥有温室、猪圈、厕所、沼气池）约为550欧元。

建成后的沼气厂，每年实现成本削减和收入增加约为900欧元，其中包括：

- 45欧元是通过应用沼气灯代替煤，节省燃料和电力的成本。
- 260欧元是节省施肥、喂养牲畜的成本。
- 610欧元是作物和牲畜增产值。

因此，在沼气池投入使用一年后，投资成本就能收回。

5.5.3 拉丁美洲的沼气技术

拉丁美洲和非洲大部分地区的气候条件很适合建沼气厂，尤其是在加勒比地区和热带国家。

5.5.3.1 哥伦比亚

哥伦比亚具有沼气技术实施和延续的理想条件。它位于南美洲西北部。哥伦比亚有4200万人口，其中74%居住在市区和城市。根据海拔的不同，哥伦比亚可分为几个气候区。在低海拔地区，年均温度超过24℃。可用的基质（牲畜和农业）的量是巨大的，这有利于沼气厂的建立与运行。在哥伦比亚有250万头生猪和超过2500万头牛。

引进沼气技术的主要原因是地表水的严重污染，如此一来可通过畜牧业存储水资源。在一家德国咨询公司的协助下，第一个沼气厂建设项目于20世纪80年代中期开始。在1985年和1992年之间共建成25个沼气厂。沼气厂规模变化范围很大：浮动圆顶沼气池，隧道式沼气池，上流式厌氧污泥厂和一些固定的圆顶沼气池，从14～115m^3大小不等。一些沼气厂配备了塑料气球，包括沼气设备。这些沼气厂专为中型和大型的养猪和养牛（数量在20～2000之间）的养殖户所设计[19]。

5.5.3.2　牙买加

牙买加是大安的列斯群岛中的第三大岛，主岛面积为 10991km^2。牙买加气候属于热带，一年四季温差很小。在金斯敦，1 月份平均气温为 25℃，7 月平均气温为 27℃，中部高原约低 3℃。在牙买加，300 万居民中约有一半生活在农村地区，30% 的劳动人口受雇于农业部门。农业沼气厂的历史可以追溯到 20 世纪 70 年代末。

早在 1978 年，科学研究理事会（SRC）就开始在沼气领域进行研究和开发活动。在牙买加，它一直被视为沼气技术的第一倡导者。在 1988 年至 1992 年间，建成 89 座沼气厂，主要为如在中国的固定圆顶型沼气池。到 1992 年末，89 家工厂中已经只有 15 座还在运行。沼气厂于 1993 年开始一个新的阶段。在新的沼气厂，所有的粪便和废水都是借助重力流进厂里的。国内的废水，厕所污水特别是庭院和厨房垃圾等，都可以进入沼气厂进行处理。在这个阶段，建成了 120 座沼气厂。

5.5.3.3　玻利维亚

玻利维亚位于南美中西部地区，总面积 1098580km^2，其中有 14190km^2 是水。年均温度由于位置和海拔而不同，在 6～27℃的范围内。玻利维亚拥有约 700 万人口，但大部分的人口居住在一个只占全国总面积 30% 的地方。玻利维亚拥有丰富的石油和天然气储量。发展沼气厂的重要动机之一是通过有机材料发酵，生产肥料。因此，政府决定开发沼气技术作为农业生产的一部分，以防止生态系统被农业活动破坏。

1986 年，一个沼气项目由德国技术合作公司和在科恰班巴的圣西蒙市立大学（UMSS）开始合作。一共建成了 27 家沼气厂，但到 1988 年，只有一座还在运行。从 1989 年到 1992 年，约建造了 35 家沼气厂[33]。

由于低温，在高海拔地区沼气厂的运行是沼气技术的理论极限。2002 年，拟定了适合于玻利维亚 2000m 以上地区的沼气池草案。2003 年，在高于海平面 4100m 以上、周围环境温度低于 0℃ 的高原，装设了管状沼气池（见图 5-6）。从 2002 年到 2006 年，科恰班巴和拉巴斯相关部门设置了约有 250 个管状沼气池。到现在为止，玻利维亚有超过 1000 座沼气池处于运行当中。它们中的大多数是管状塑料沼气池[21]。

5.5.3.4　古巴

古巴是加勒比海的一个岛国。约 1100 万人，其中约 200 万居住在首都哈瓦那。古巴有丰富的原料，很适合沼气厂：每年约 7500 万 m^3 有机废弃物可以利用，如牛和猪的排泄物以及甘蔗榨汁过滤后的剩余糖屑。在古巴政府的大力支持下，非政府组织 Cubasolar 和以教会为基础的 KATE 组织大力发展沼气技术。沼气在古巴的历史可以追溯到 20 世纪 40 年代，引进和推广浮顶沼气池和固定圆顶沼气池。20 世纪 80 年代，沼气技术发展在古巴呈现出一派繁荣景象。在 20 世纪 80 年代，大约有 400 个沼气工厂作为古巴农业的小厂建成。在 2000 年，仅 50～60 个沼气厂还在运行。

目前在古巴有 700 个沼气厂，最大的一个位于哈瓦那，是与联合国工业发展组织



图 5-6 在高于海平面 4100m 的高原沼气池
1—储气罐 2—沼气池

（UNIDO）共同开发的。许多沼气厂现在需要大修。因此，在 2007 年便开始了这些系统的维修和现代化建设。从 2008 年起，将逐步建立大约 450 座新的沼气厂。

5.5.4 非洲的沼气技术

5.5.4.1 埃塞俄比亚

埃塞俄比亚是一个地处非洲东北部，占地达 109.7 万 km^2 的国家。埃塞俄比亚气候差异主要是由于海拔不同。埃塞俄比亚有 7910 万人口，但只有 16% 的人生活在市区。埃塞俄比亚是非洲拥有牲畜最多的国家（2001 年约有 6150 万）。大多数的家庭使用作物残渣、粪便、煤油或木柴作为燃料，但只有少数人使用电力。因此，在能源供应系统和沼气市场之间具有巨大的差距。

首次引进的沼气技术可以追溯到 1979 年，首批沼气池建造在安博农业学院。从那时起，全国大约已建立了 1000 个沼气发电厂，在家庭、社区和政府机构中，其尺寸规格从 2.5 ~ 200m^3 不等。目前，约 40% 的沼气池是没有运行的。因此，越来越多的人对沼气在埃塞俄比亚的发展潜力，以及有利于农民持怀疑态度。埃塞俄比亚世界宣明会近日在其“合适的农业技术推广计划（AATPI）”下推行沼气应用，并建成了 150 座沼气厂。因此，埃塞俄比亚已完成的沼气厂总数将达到 600 ~ 700 座[14]。2007 年，在荷兰发展组织（SNV）的帮助下，一个国家沼气项目在埃塞俄比亚开建，并且进一步发展了现有机构和组织的沼气技术。

5.5.4.2 莱索托

莱索托王国总面积达 3 万 km^2，人口近 180 万。首都马塞卢年平均气温是 15℃。约占总人口 84% 的人生活在农村地区。大部分农村地区，绵羊、山羊、奶牛、公牛和其他动物是很常见的。在农村，石蜡主要作为做饭和取暖用的燃料，生物质能和干燥动物粪便也是。

沼气技术在 20 世纪 80 年代已应用于莱索托。大约 80 座家庭沼气池在 1980 年到

1990 年间建造。但在 2002 年，这些沼气池都没有运行。在 2004 年，“技术经济发展”（TED）组织成立，主要集中在可再生能源、可持续的卫生和气候保护领域。到目前为止，TED 已建成超过 300 座户用沼气池。在开始的时候，沼气池用于存储未经处理的废水，以解决卫生问题，但会花费高昂的费用。但是，现在的一些沼气池也会输入有机固体废弃物或动物粪便。

5.5.4.3　坦桑尼亚

坦桑尼亚是一个拥有 94.5 万 km^2 的东非国家。有约 4100 万人口。每日平均温度在 26.5 ~ 30℃。该地区的小农户畜牧业生产是用来满足自己的需求，以及用于商业用途。根据最新的调查资料，在喀格拉河地区共有 886500 头奶牛，699300 头山羊和 47500 头猪。它们每年产生 430 万吨新的牛粪和 21400 吨新的猪粪。考虑到供水，附近 34% 的家庭拥有充足的供水，这可以确保沼气厂的正常运行。因此，在喀格拉河地区需要约 132000 座小型沼气池。

在 20 世纪 90 年代初，几个小型沼气厂由这一地区的坦桑尼亚教会和丹麦合作组织建造。在此期间，大部分沼气厂配备半球型沼气池或管状塑料沼气池。截至 2007 年，坦桑尼亚全国共有 2821 座沼气厂建成，其中 2444 座圆顶沼气池，429 座管状塑料沼气池。然而，由于其使用寿命有限[20]，在 2007 年只有 1900 座沼气厂仍在运行。自 2008 年以来，工程师无国界德国柏林区域组织和坦桑尼亚 Mavuno 工程师一起合作的“支持坦桑尼亚沼气（BiogaST）”项目，为分散的小型沼气厂使用沼气做饭和其他能源的应用进行开发和建设。

5.5.5　拉丁美洲和非洲沼气技术的推广评估

沼气技术在拉丁美洲和非洲国家推广不力的原因之一是缺乏政府的支持。与中国和印度相比，其人口密度较低，环境问题似乎没有这么紧迫。其他的沼气技术广泛推广的限制因素包括：

- 高投资成本。
- 缺乏法律框架。

现有沼气厂的故障或失败的原因如下：

- 运行人员/用户没有进行足够的培训（处理和维护的信息不足）。
- 运行人员/用户缺乏积极性。
- 原料错误和技术缺陷。
- 动物保有量减少。
- 所有权转移和水资源问题等。

5.6　展望

厌氧消化技术（AD）具有可更广泛推广的潜力，尤其在发展中国家和经济转型国家。虽然在家庭层面的实施仍然是重要的，但市级层面的大规模应用应该给予更多的重视，这与促进废弃物管理计划、农业产业化，以及日益增长的能源需求紧密

相连。

沼气技术作为清洁发展机制项目（避免不受控制的甲烷从倾倒的废弃物或垃圾填埋场排放），根据《京都议定书》清洁发展机制（CDM）给予减少温室气体排放的工业化国家承诺，其可在发展中国家投资减少排放的项目作为替代在工业化国家更昂贵的减排。这可能进一步促进 AD 在发展中国家的实施和发展[37]。

其中解决 AD 技术可持续推广的最紧迫的问题是克服投资壁垒、教育问题、可行的帮助和建议（计算经济可行性，维修服务，工厂操作咨询/生物工艺）以及实施可靠的沼气创收计划（例如沼气能源的薪金计划，沼渣管理计划和方案，有利的法律体系）。

目前，一些机构已经创立并开始了一系列国家和国际计划，以促进沼气在拉丁美洲和埃塞俄比亚的发展。“沼气让生活更美好”项目的目标是，到 2020 年将有 200 万沼气厂在非洲安装。“IGNIS”项目致力于在亚的斯亚贝巴、埃塞俄比亚的废弃物处理，沼气的开发也是一项重要的任务。GTZ、UTEC、SNV、Swiss contact、SEQUA 和 RELUX 已发起一些与当地伙伴合作在拉丁美洲和非洲使用和推广的沼气技术。他们利用自身在沼气项目上的经验，在一些国家支持建设沼气厂，培养更多的技术人才，广泛推广和宣传沼气技术。这样一来，越来越多的人将了解沼气的好处，因此，可以积极地开发和推广沼气技术，调动沼气技术开发和推广的积极性，从而在非洲和拉丁美洲的农村地区实现一种稳定供气、环境污染最小化、可持续的资源与能源供应的可行模式。

参考文献

1. An BX (2005) Biogas technology development in the developing countries. J Agric Sci Technol 4(2005):75–82 (Nong Lam University)
2. Anonymus (2010) Leitfaden Biogas. http://www.gerbio.eu/neu/uploads/media/biogas-handbuch 01 pdf Accessed Dec 2010
3. Banks CJ, Salter AM, Chesshire M (2007) Potential of anaerobic digestion for mitigation of greenhouse gas emissions and production of renewable energy from agriculture: barriers and incentives to widespread adoption in Europe. Water Sci Technol 55(10):165–173
4. Batstone DJ, Keller J et al (2002) Anaerobic digestion model no. 1. IWA scientific and technical report no. 13, IWA Publishing, London
5. Bickel H et al (1995) Natura. Themenband Stoffwechsel, Klett, Stuttgart
6. Bischofsberger W et al (2005) Anaerobtechnik, 2nd edn. Springer, Berlin
7. Bo Yu (2007) The analysis of rural household energy choices and the policy of new energy extension—empirical study around Nanjing city, Jiangsu province, Nanjing Agricultural University, June 2007
8. Borges Neto MR, Carvalho PCM, Carioca JOB, Canafistula FJF (2010) Biogas/photovoltaic hybrid systems for decentralized energy supply of rural areas. Eng Policy 38:4497–4506
9. Braun R (1982) Biogas Methangärung organischer Abfallstoffe: Grundlage und Anwendungs-beispiele. Springer, Vienna
10. Buysman E (2009) Biogas for developing countries with cold climates. WECF Women in Europe for a Common Future, geres Cambodia

11. Cimatoribus C (2009) Simulation and nonlinear control of anaerobic digestion. Dissertation University of Stuttgart, Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft, vol 96. Oldenbourg, Munich
12. Cimatoribus C (2010) Vergärung. In: Kranert M, Cord-Landwehr K (eds) Einführung in die Abfallwirtschaft, 4th edn. Vieweg + Teubner, Wiesbaden
13. Deublein D, Steinhauser A (2011) Biogas from waste and renewable resources, 2nd edn. Wiley-VCH, Weinheim
14. Eshete G et al (2006) Report on the feasibility study of a national program for domestic biogas in Ethiopia, p 25
15. FNR (2006) Fachtagung für Nachwachsende Rohstoffe. Biogasgewinnung und -nutzung, 3rd edn. Gülzow
16. Fraenkel PL (1986) Water lifting devices, Rome, food and agriculture organization of the United Nations, 1986, ISBN 92-5-102515-0
17. Gehring M, Raninger B, Rundong L (2008) Derzeitiger Stand und neueste Entwicklungen der Bioabfallvergärung in China. In: Bilitewski B et al (eds) 6. Fachtagung Anaerobe biologische Abfallbehandlung, vol 57. Forum für Abfallwirtschaft und Altlasten, Dresden, pp 119–131
18. GTZ Isat (2010? report not dated, retrieved in 2010) Biogas digest, vol 1, biogas basics. Report produced for the ISAT website on the order of the GTZ project information and advisory service on appropriate technology (ISAT)
19. GTZ-GATE (1999) Biogas digest, vol 4, biogas country report, information and advisory service on appropriate technology. Eschborn, Germany
20. GTZ (2007) Feasibility study of a national domestic biogas program in Tanzania—biogas in Tanzania, p 23–24
21. Herrero JM (2008) Biodigestores familiares: guía de diseño y manual de instalación. GTZ-Energía
22. Jian L (2009) Socio-economic barriers to biogas development in rural southwest China: an ethnographic case study. Human Organiz 68(4):415–430
23. Kapp H (1984) Schlammfaulung mit hohem Feststoffgehalt. Dissertation, Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, vol 86. Oldenbourg, Munich
24. Lehninger A (1983) Bioenergetik, 3rd edn. Thieme, Stuttgart
25. Liebetrau J (2008) Regelungsverfahren für die anaerobe Behandlung von organischen Abfällen. Dissertation, Manuskripte zur Abfallwirtschaft, vol 9. Rhombos, Berlin
26. Löffler D, Kranert M (2010) Simulation-based evaluation of control strategies for anaerobic digestion. ORBIT 2010, organic resources in the carbon economy. In: 7th international conference, 29.06.2010–03.07.2010, Heraklion Crete, Greece, proceedings p 71 and CD-ROM
27. Loll U (ed) (2002) Mechanische und biologische Verfahren der Abfallbehandlung. Ernst und Sohn, Berlin
28. Madigan MT et al (2000) Brock biology of microorganisms, 9th edn. Prentice Hall, Englewood Cliffs
29. Panic O, Hafner G, Kranert M, Kusch S (2011) Mikrogasnetze-eine innovative Lösung zur Steigerung der Energieeffizienz von Vergärungsanlagen. Energie Wasser-Praxis 2(2011): 18–23
30. Pèrez Porras J, Gebresenbet G (2003) Review of biogas development in developing countries with special emphasis in India. SLU, Department of Agricultural Engineering, rapport 252, Uppsala
31. Ratkowsky DA et al (1983) Model for bacterial culture growth rate throughout the entire biokinetic range. J Bacteriol 154(3):1222–1226
32. Sasse L, Kellner C, Kimaro A (1991) Improved biogas unit for developing countries. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH, Eschborn

33. Schwarz W (2006) Landwirtschaftliche Nutzung der Biogas-Technologie in Lateinamerika, master thesis, University of Stuttgart. Institute of Sanitary Engineering, Water Quality and Solid Waste Management
34. Sun J et al. (2006) Functions of biogas construction on public health in rural areas. Chinese J Health Edu 22(11)
35. Suryawanshi PC, Chaudhari AB, Kothari RM (2010) Mesophilic anaerobic digestion: first option for waste treatment in tropical regions. Crit Rev Biotechnol 30(4):259–282
36. Van Lier JB et al (1997) High rate anaerobic waste water treatment under psychophilic and thermophilic conditions. Water Sci Technol 35(10):199–206
37. Vögeli Y, Zurbrügg C (2008) Biogas in cities—a new trend? Sandec News 9(2008):8–9
38. Wang H (2005) Biogas plant in China—status and development. Master thesis University of Stuttgart, Institute of Sanitary Engineering, Water Quality and Solid Waste Management
39. Zhang P, Wang G (2005) Contribution to reduction of CO_2 and SO_2 emission by household biogas construction in rural China: analysis and prediction, Transactions of the CSAE 2(12)

第 6 章　在发展中国家使用水泥窑处置危险废弃物

Yukari Ishikawa，Sunil Heart

摘要： 大部分发展中国家非常缺乏针对危险废弃物的焚烧炉或危险废弃物的降解处置技术，如 PCB 污染物、废弃农药和其他危险废弃物。作为解决上述问题的方法之一，利用水泥窑进行危险废弃物处理在全球获得了越来越多的认同。水泥行业是一个高耗能行业。在水泥制造过程中，利用危险废弃物代替了原材料、燃料和石膏，提供了能源和资源的回收，可谓是双赢。本章主要讨论了水泥窑处理危险废弃物的关键环节。

6.1　水泥生产过程

水泥是排在水之后的世界第二大消费材料[2]。水泥是一种磨细了的无机和非金属细粉末，是混凝土最重要的组成成分。水泥是建筑行业必要材料，也是任何国家发展的基本要素[29]。水泥生产是一个资源和能源密集型行业。生产 1 吨水泥大概需要 1.5～1.7 吨原材料，60～130kg 的原油，大约 105kWh 的电能[2,35]。全球大约 5% 的人为 CO_2 排放来自于水泥行业[21]。

6.1.1　生产步骤

水泥生产工艺一般包括以下关键步骤：

1）原材料的开采和运输。

2）原材料的准备和预处理。

3）预热。

4）在水泥窑内原材料的高温处理生成水泥块渣。

5）冷却并研磨水泥块成为细水泥。

6）装袋和外运。

水泥的关键化学成分有钙、硅、铝和铁。钙由石灰石提供，石灰矿一般靠近水泥厂。硅和铝由沉积物、页岩和砂石提供。铁由铁矿石或者钢铁厂提供。原材料的组成大概是 75% 的碳酸钙（$CaCO_3$），15% 的二氧化硅（SiO_2），3% 的氧化铝（Al_2O_3），2% 的三氧化二铁（Fe_2O_3）和 5% 的其他矿石。经选择、破碎后的原材料研磨和配比混合，生成化学组成满足水泥高温制备的细混合物（见图 6-1）。

现代的水泥厂都有一个预热系统，安装在窑炉前面，这样可以对混合物进行预热节约能源。从水泥窑出来的热废气在旋风分离器内对物料进行预热[39]。裂解过程发

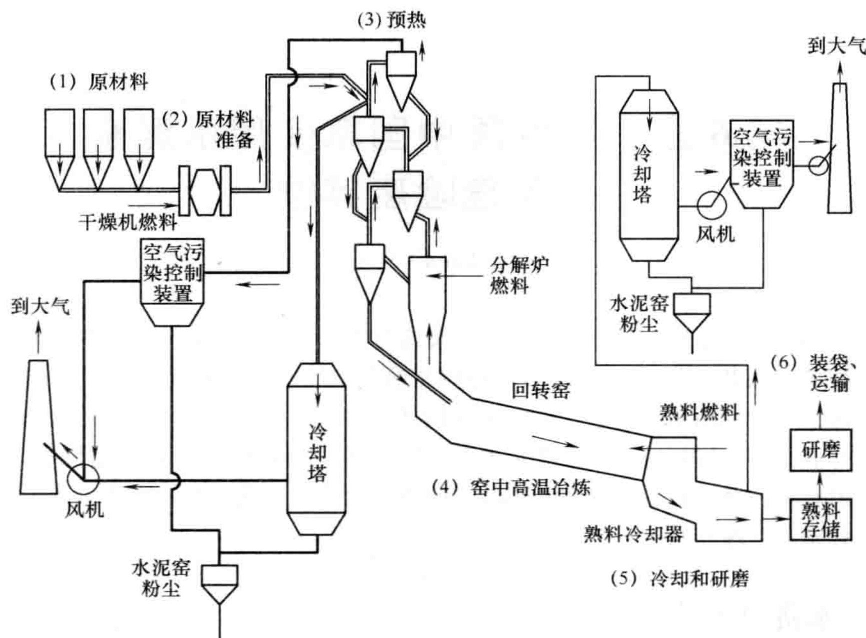


图 6-1　水泥生产流程

生在圆形回转窑内，回转窑是一个铁制的圆形筒体，长度和直径比在 10～40 之间，最大的回转窑长度可达 250m、直径 8m，砌有耐火砖，倾斜角度在 4°～6°[14,35]。老旧回转窑转速在 70r/h 左右，新型回转窑转速可达 180r/h。原料从较高的一端进入，随着窑体旋转，慢慢向低端移动，低端是着火段，煤、油或者燃气在低端侧燃烧，原料就这样被煅烧成水泥块渣。热水泥块首先被冷却系统冷却，并回收余热。冷却后的水泥块渣先存放，以备后续研磨和封装[39]。

6.1.2　热区域

在水泥厂有三个关键的热区域，具体如下：

1）干燥和预热区（20～800℃）。

2）煅烧区（600～1000℃）。

3）燃烧区（熟料烧成区，1250～1500℃）。

原料在干燥和预热区温度达到了 800℃。在这个区域，所有的水分被蒸发。煅烧区在预热区后面。二氧化碳从石灰石中释放出来，生成氧化钙。在这个区域，原料的温度可以高达 1000℃。煅烧区后是燃烧区（也称为熟料烧成区）。这个区域的温度可以高达 1500℃，发生化学反应生成水泥块渣。这时的水泥块渣还是半流体状，随后继续被冷却炉箅冷却。冷却后的渣就是水泥块渣。水泥块渣加入 5% 的石膏（主要成分是 Ca_2SiO_4）后进行研磨，最后生成水泥产品。

在水泥生产过程中，温度必须达到 1500℃，这样的高温下才能生成水泥块渣。为达到这样的成块温度，在燃烧区烟气的温度必须超过 1700℃。另外，燃烧烟气在

窑内的停留时间需要在 2 ~ 5s 之间，这个时间取决于窑体长度。整个系统的气体停留时间可到 10s。

水泥窑是采用逆流运行的。燃烧气体和粉尘和物料是逆向移动，气体在窑体较高的一侧排出。废气主要含有氮气、二氧化碳、水、硫化物和氮氧化物以及物料和水泥渣的粉末颗粒。这些颗粒物被烟气夹带流出窑体，被静电除尘器或布袋捕获，随后被重新投入窑炉或作为副产品卖给其他行业用户。由原料造成的碱性环境刚好可以吸收 SO_2 气体。经过烟气净化系统，气体主要是二氧化碳和水蒸气，最后通过烟囱排放进入大气。

6.2　水泥窑处置危险废弃物的特性

水泥窑是有效处置固体危险废弃物的设备，其特性主要有：

1）高温，长停留时间。

2）高热容。

3）碱性环境。

4）最小的废弃物产生量。

6.2.1　高温和长停留时间

水泥窑用于处理固体危险废弃物最需要考虑和关注的是持久性有机污染物（POP）的排放，如二恶英（PCDD）、呋喃（PCDF）、多氯联苯（PCB）和六氯苯（HCB）等均能在商业化的大型废弃物焚烧炉上检测到。为防止这些污染物的生成，废弃物的彻底焚烧降解是非常必要的。所有的有机物在 1200℃ 的氧化环境中停留 2s，都将被彻底分解，这一点是被广泛认可的。如 PCB 的焚烧，根据美国 TSCA PCB 焚烧标准需要有 1200℃、2s 的停留时间和 3% 的氧气环境[21]。欧洲议会指令[8]要求没有氯代的危险废弃物需要在 850℃ 温度以上停留 2s，而卤素含量超过 1% 的物质需要在 1100℃ 下停留时间超过 2s，含氧量要求为 2%。为生成水泥块渣，窑内的物料温度必须高达 1500℃，而气体温度必须超过 1700℃。水泥窑燃烧区的条件超过了这些要求。这些高温燃烧气体温度和长停留时间（6 ~ 10s）以及高湍流使窑内对有机物的降解非常彻底和稳定。

6.2.2　高热容

水泥窑内大量的受热物料确保了窑内温度非常稳定，没有明显的温度波动。因此，在发生紧急事故停炉时，有机废弃物也能在温度降低到限值前完全降解。

6.2.3　碱性环境

窑内物质是碱性的。因此，事实上以氯化物形式进入水泥窑的氯元素在燃烧过程中生成了 HCl，而 HCl 被中和，生成 $CaCl_2$、NaCl 和 KCl 等相对无毒的化合物。因此，HCl 的排放要比常规焚烧炉低。大部分的硫化物 SO_x 都被捕集生成了 $CaSO_4$。

6.2.4　废弃物产生量少

商业焚烧炉产生的灰需要进一步处置。相反，在水泥窑过程没有灰产生。唯一产生的副产物就是水泥窑粉尘，这些粉尘可以重新被回转窑利用或者被其他行业利用。

任何不燃的材料如金属都变成水泥的结合组分，减少了处置问题。

6.3 水泥窑处置危险废弃物的优势

水泥窑处置危险废弃物的优势总结归为以下几项：

1）能源回收。

2）节约不可再生资源。

3）降低水泥生产成本。

4）设备现成。

5）减少废弃物运输成本和风险。

6.3.1 能源回收

由于水泥窑内的化学反应需要在高温下才能进行，所以水泥生产是一个高耗能行业。水泥行业消耗的能源主要包括煤、焦炭、燃油、天然气和其他多种具有热值的废弃物，如用过的油、废旧轮胎、有机溶剂等。二次燃料降低了原始化石燃料的消耗，因此，符合能源节约和可持续发展的要求。

固体危险废弃物作为辅助燃料实现了废弃物能源化回收利用。能源资源是水泥行业对窑炉用于处置危险废弃物关注的最初原因。

6.3.2 节约不可再生资源

利用危险废弃物作为水泥窑的辅助能源的显著优势是节约了多种不可再生燃料，包括煤、燃气和油。利用危险废弃物大约能够代替 25% ~50% 的煤炭。例如，在美国如果 25% 的水泥耗能来自于危险废弃物，那么就能节约 380 万吨的煤和 1440 万桶原油。

6.3.3 降低水泥生产成本

水泥生产是高耗能行业。能源成本大概占到了水泥生产成本的 40%。因此，利用更加便宜的危险废弃物作为燃料，能够显著的降低水泥生产的成本。废弃物燃料典型热值在 24GJ/t 左右，这个热值低于燃煤，但可成为成本的一部分。

6.3.4 设备现成

利用水泥窑处置危险废弃物的一个关键优势是技术和设备都是现成的。因此，相对于建设新的处置厂，这个技术路线能够降低投资成本。水泥窑处置危险废弃物的投资成本在 500 ~1000 万美元范围，而新建一个焚烧厂投资量在 5000 万美元[3]。另外，利用水泥窑处置废弃物代替新建焚烧厂，不会增加新的污染排放源。因此，水泥窑为焚烧大量废弃物提供了一个很好的选择。

6.3.5 降低废弃物运输成本和风险

大部分发展中国家没有专门的危险废弃物焚烧炉或分解处置技术。因此，这些废弃物时常被随意丢弃，并且造成不良的环境污染。或者，这些废弃物被运到发达国家，在专门的焚烧炉上进行高温燃烧处置。然而，这样的方式成本高，并且对于发展中国家压力较大。另外，这也造成了更高的环境风险，因为在运输途中可能发生事

故。利用水泥窑处置危险废弃物降低了废弃物的运输量和运输成本，和废弃物集中处置厂不一样，水泥厂往往离危废源较近。

6.4 水泥窑处置最合适的/不推荐的危险废弃物及其归趋

在水泥生产过程中，危险废弃物能够在三个阶段投入，如下：

1）原料阶段。

2）水泥窑燃烧阶段。

3）水泥块渣研磨阶段。

在原料阶段，多种废弃物可作为原料的替代物，关键是具有恰当的化学组成。在回转窑燃烧阶段，来自于废弃物的大部分能量能够作为辅助燃料被利用。目前，广泛的废弃物燃料，包括危险废弃物和无害废弃物，都能够被用在水泥窑内。在最后的水泥块研磨阶段，石膏也可以被某些合适的废弃物材料代替。

6.4.1 发展中国家的危险废弃物

全世界许多国家都面临着危险废弃物安全处置的问题和困难。毫无疑问，在过去的几十年来，人民的生活水平和平均寿命都增加了，同时也产生了更多种类的废弃物，部分废弃物会对人体和环境造成危害。

UNEP特别提出以下几种危险废弃物以引起足够重视：

- 具有持久性、生物累积的有毒物质（PBT）。
- 具有致癌性、突变性及造成生殖、内分泌、免疫和神经危害的化学物。
- 有急性毒性的化学物（强烈毒性、爆炸性和腐蚀性）。
- 全球热点化学物，如持久性有机污染物、温室气体和破坏臭氧层的物质（ODS）。
- 医疗废弃物。
- 电子电器废弃物。

这类废弃物的以往处置已经造成了上万个污染点。这些污染点的修复需要大量的资金。另外，我们也面临着处置当前和未来产生的危险废弃物的成本，这种方法不会损害当前及未来环境和居民健康。

发展中国家面临着多种问题，涉及危险废弃物的产生、跨界运输和管理。大多数发展中国家都没有以环保的方式处理危险废弃物的经验，也没有合适的基础设施来保护人身健康和环境免于危险废弃物产生的不良影响。在发展中国家一个主要的问题是跨界运输危险废弃物。通过巴塞尔公约的实行，虽然在跨界运输控制上取得了很大的进步，发展中国家仍然面临许多重要挑战，如降低废弃物产生量，提高危险废弃物中资源的回收和以环境友好方式管理残余废弃物。在发展中国家常规的做法就是将危险废弃物和城市生活垃圾直接混合，然后在不受控的垃圾填埋厂处置。

在发展中国家危险废弃物产生量的数据非常有限，很难获取。大部分的危险废弃

物是在工业、农业和制造业过程中产生的，包括化学生产、汽油、钢铁、纺织、造纸、电力和医疗机构。尤其是，含 PCB 废料和废弃农药是发展中国家面临的紧迫问题，由于管理不当，这些危险废弃物给居民健康和环境造成了威胁[9]。

数个选定的国家的危险废弃物的保守估计产生量，在 2000 年亚洲和太平洋地区环境状况中给出[41]。根据这些数据，包括中国、印度、印度尼西亚、菲律宾、泰国的危险废弃物产量都在显著增加。

6.4.2 适用于水泥窑的废弃物

水泥窑能够处理的废弃物种类很多。但是，什么样的危险废弃物能够在水泥窑内得到处置需要进行一个恰当的评估。错误的危险废弃物在水泥窑中处置，会对环境造成严重的负面影响。特别是，必须防止二恶英等副产物的生成。废弃物的选择受到自身特性影响外还包括其他影响因素。巴塞尔公约技术准则给出了几条必须考虑的事项，具体如下：

1）回转窑运行参数。

2）原始物料和燃料组成。

3）废弃物给料点。

4）烟气净化工艺。

5）水泥块质量。

6）总体环境影响。

7）持久性有机污染的可能生成和释放。

8）颗粒废弃物的管理问题。

9）执行标准。

10）公众和政府认可。

技术准则给出了有用的图表，简单地解释了选择合适的危险废弃物用于水泥窑上的一般决策过程。强烈建议浏览这张图表。

6.4.2.1 液体废弃物燃料

染料稀释剂、除油污溶剂、印染行业清洗剂、药物和化学品制造过程的副产物、废油、其他可燃物、能够泵抽的废弃物均可以作为液体废弃物燃料在水泥窑内得到处置和利用[6]。此外，金属清洗液，如机械运行的润滑剂、冷冻剂、切割液、机动设备的清洗剂（如汽车工厂、喷绘厂、服务站、加油站），这些废弃物均可以作为液体燃料在水泥行业得到应用[11,12]。碳氢材料处理产生的废酸焦油也可以作为水泥窑的有用燃料[26]。用于水泥窑的其他液体废弃物燃料还包括农药、杀虫剂[15,25]、含 PCB 废弃物、PCB 污染的液体和煤焦油[27]。

6.4.2.2 固体废弃物燃料

20 世纪 70 年代开始，城市生活垃圾及高能部分（特别是衍生燃料（RDF））就已经作为辅助燃料开始应用在水泥行业[31]。根据废弃物中的氯含量，高达 30% 的总耗能可采用 RDF 提供[30]。

用废旧轮胎作为水泥生产的辅助燃料是一种最普遍的替代燃料。碳和氧的含量为

88% 的轮胎，使其具有快速燃烧和相对高的热值[4]。轮胎的热值大约在 34900kJ/kg。利用废旧轮胎代替煤，每使用 1kg 轮胎能降低 1. 25kg 的煤[34]。

水泥窑同样能够处理市政污水污泥，并且具有如下的优点[32]：

- 降低污泥中的重金属。
- 利用污泥的有机成分作为燃料。
- 利用污泥中的无机成分作为水泥原料。
- 彻底分解污泥中的有机污染物。

在水泥窑中燃烧污泥唯一存在的不足是污泥中的汞污染，长期运行后这些汞会排放进入大气。然而污泥农用同样存在这样的问题。

另外一种受到水泥工业关注的废弃物是铝行业的废锅内衬。废锅内衬是铝电解槽的钢外壳内的熔融金属和难熔材料之间的一层碳。废锅内衬的使用寿命在 3 ~ 7 年，拆除使用后的内衬是一个持续过程。在水泥窑内使用废锅内衬的一个好处是废料中含有的氟化物能够加速水泥化反应，降低反应温度。但是，由于废料中含钠，使用废锅内衬生产的水泥表现出相对更高的碱性[36]。利用流化床焚烧废锅内衬，然后将灰用于水泥行业，具有很大的吸引力[38]。

相当数量的水泥厂开始测试或建设热解系统，尝试使用受污染的土壤，回收所含的热能及其硅和铝，硅和铝是土壤的主要成分[11]。由于地下储存罐的移除和工业区被炼油产品污染，越来越多的受污染土壤需要处理。从可接受的污染土壤处置方法中，热脱附和焚烧是不错的选择，虽然成本较高。水泥窑提供了一种更加经济的热脱附法[10]。此外，水泥窑处理污染土壤的容量非常大，并且有机污染和无机污染的土壤都适用。然而，由于公众的看法和业界的关注，这项技术只在有限范围内使用[33]。

除上述提及的废弃物燃料，还有许多种其他废弃物燃料得到应用。这包括煤炭废弃物、低级褐煤、木炭粉末、电极生产的石墨粉尘、石油焦和电池外壳[17]。此外，木头碎片和纤维粉尘、稻壳、椰子壳等在一定程度上得到利用。

6. 4. 2. 3　废气燃料

水泥窑同样可以使用废气作为所需的辅助燃料。最初被考虑为替代废气燃料的是垃圾填埋气。在垃圾填埋厂，城市生活垃圾中有机组分会分解产生以甲烷和二氧化碳为主的填埋气。填埋气中甲烷的含量在 40% ~70% 范围，如采用气体分离技术甲烷含量可高达 90%。如果垃圾填埋厂靠近水泥厂，填埋气能较容易的作为燃料[30]。

6. 4. 2. 4　固体废弃物作为原料替代物

水泥窑安全处置废弃物技术越来越广泛的一个主要原因，不仅因其可作为燃料的替代物，还可作为原料的替代物。通过利用废弃物代替原料，可以节约原材料，还能降低昂贵的采矿作业成本。多种原料替代物的应用已经得到了示范，在水泥行业得到了较好的应用，这些替代物包括电厂飞灰、油污染土壤、造纸厂污泥、钢铁厂的铁粉和铸砂[7]。其他可作为原料替代物的废弃物还包括炼铝厂剩余物、污染的土壤、玻璃和陶瓷剩余物、石灰浆、渣[28,44]。黄铁矿、硫酸制造剩余物都可以作为原料利用以

补充铁含量[1]。

除上面提到的可代替原料的固体废弃物外，大量水溶的危险废弃物正在通过深井灌注处理。大部分这类废弃物可以在水泥窑湿法过程中高效处置，并代替部分用于制备浆液的水[6]。

6.4.3 不推荐用水泥窑处置的废弃物

巴塞尔公约[2]指出以下几种废弃物不推荐在水泥窑上进行处置：

- 辐射废弃物。
- 电子垃圾。
- 电池。
- 腐蚀废弃物。
- 活性废弃物，包括爆炸废弃物、含氰化物废弃物和水反应废弃物。
- 含汞废弃物。
- 不知或不可预知组分的废弃物，包括没有分类的城市垃圾。

总之，只有已知组分、已知能源和矿物价值的废弃物才适合联合水泥窑进行处置。此外，特殊装置的健康和安全问题也需要认真考虑和解决。废弃物的梯级管理系统如图6-2所示。

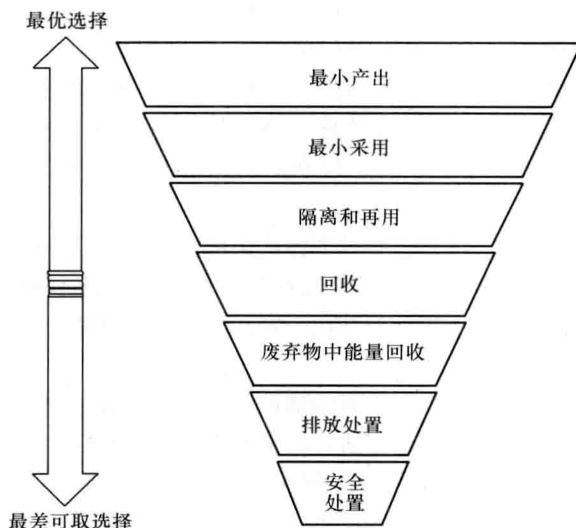


图6-2 废弃物梯级管理图

6.4.4 排放和归趋

6.4.4.1 金属排放

一些研究试图探讨废弃物燃料中的金属在水泥窑中处置后的归趋和分布。虽然在焚烧过程中金属的价态发生了变化，但是金属并没有被消除。因此，原始废弃物、化石燃料及原料中的金属都将存在于烟气排放、水泥窑粉尘和水泥块中。许多研究结果

显示水泥窑具有巨大的潜力消纳废弃物中的金属。这些研究报道了废弃物中超过99%的金属将保存在固体中，并且不会对水泥质量产生不良影响。当氯代废弃物被焚烧时，研究显示像铅、镉更多的存在于废弃粉尘中。同样需要指出铅的排放浓度低于10mg/s，这个值和机动车的铅排放浓度相当。

6.4.4.2 废弃物中有机组分的归趋

有机组分燃烧产生的多种产物取决于原始物质的化学组成。如果有机物只由碳和氢组成，那么燃烧产物只是二氧化碳和水。当化合物含有氯时，燃烧将产生 HCl 和 Cl_2。另外如果化合物由氮和硫组成，则燃烧后会生成氮氧化物（NO_x）和二氧化硫（SO_2）。包括有机物在内的废弃物完全燃烧的评价标准是烟气中只有这些成分。巴塞尔公约确定了降解和消除率（DRE），显示了有机物降解程度。DRE 的数学计算公式如下：

$$DRE = [(W_{in} - W_{outstack})/W_{in}] \times 100 \quad (6\text{-}1)$$

根据巴塞尔公约，W_{in} 指主要有机组分的原料流量（POHC），$W_{outstack}$ 指 POHC 的排放流量[2]。

DRE 显示了水泥窑是否实现了良好的运行。水泥窑设计和运行良好时，回转窑的 DRE 近似或高于商业运行的危险废弃物焚烧炉的 DRE 值。大部分窑炉的 DRE 值都可以达到99.99%，即使是难以焚烧降解的有机物，同时有些燃烧检测的 DRE 值可以达到99.9999%。

6.4.4.3 氯的排放和影响

废弃物焚烧对颗粒物排放的影响受到了一定的关注，因为早期的水泥窑测试显示氯代废弃物的燃烧增加了颗粒物的排放。当高含氯的废弃物加入后，安装了静电除尘器（ESP）的水泥窑颗粒物排放浓度有所增加，尤其是静电除尘器粉尘重新进入窑炉。粉尘循环将提高粉尘中的氯含量，甚至改变粉尘的电阻系数，使 ESP 的功能失效。但是氯代物燃烧产生的颗粒物排放在控制设备适当的运行条件下能够得到控制，或者按照氯含量限值调整原料。调节手段需要优化 ESP 的运行条件去弥补粉尘的电阻系数的变化[13]。在最近的检测中，这些调节措施都降低了颗粒物的排放。然而，安装布袋除尘器的水泥窑颗粒物的排放浓度不会受废弃物氯含量的影响。布袋的粉尘捕集率在废弃物氯含量较大范围内都保持了稳定。

当氯代有机废弃物在水泥窑内焚烧时，水泥窑高温将有助于废弃物中的氯转化为氯化氢（HCl），与水泥物料中的钙、钾和氧化钠反应，形成相应的氯化物。这些氯化物在窑尾发生气化，随着烟气进入冷却器或窑体表面被冷却而发生凝结。这些氯化物以颗粒的形式随着冷却烟气进入烟气净化系统，颗粒物最终被除尘器捕获去除。将捕集的部分粉尘重新利用进入窑炉，作用于同样循环的颗粒流动。这被定义为氯循环。没有重新循环利用的粉尘被丢弃。因此随着废弃物粉尘的增加，烟气净化器的氯负载会显著降低。因此处置部分废弃物粉尘是一种通行做法，被水泥窑运行者普遍接受，已有数个燃烧氯代废弃物的水泥窑提高了粉尘处置率以控制氯循环量。

在绝大部分的燃烧实验中，焚烧氯代废弃物一般增加了 HCl 的排放率。然而，废弃物中 95% ~99% 的氯都包含在固体中（水泥块和粉尘），降低了 HCl 排放进入大气的风险。这些测试结果也显示 HCl 的高脱除率可以通过增加粉尘处置量和优化氯循环得到。同时也显示了废弃物氯含量低于 0.7% 时对水泥块没有影响。

6.4.4.4 考虑水泥窑的副产物二恶英

在使用危险废弃物的水泥生产过程，将会产生持久性有机污染物，如氯代二恶英和呋喃（PCDD/PCDF），这些副产物需要引起足够的重视。必须指出如果不合理的运行，将导致严重的事故。斯德哥尔摩公约提出水泥窑是 PCDD/PCDF 排放的主要来源之一[37]。另一方面，如果经过合理的运行，水泥窑排放的 PCDD/PCDF 不到空气中 PCDD/PCDF 总量的 1%[21, 35]。SINTEF[35] 估算了水泥窑排放 PCDD/PCDF、多氯联苯（PCB）和六氯苯（HCB）的量。现代的预干燥和煅烧的水泥窑比湿水泥窑排放量略低。

二恶英的生成机理在过去的 20 多年得到了较深的研究[18, 19, 42]。在水泥生产过程中，有三种主要的二恶英生成途径：

1）在高温区合成二恶英。

2）在冷却区前驱物合成二恶英。

3）在冷却区从头合成二恶英。

几乎所有氯代芳香化合物都可以是二恶英的前驱物。尤其，含有 POP 的废弃物更加可能成为二恶英的前驱物。在碱性环境下，前驱物合成二恶英在较低温度时都可以发生，如 150℃附近，如果有氯元素存在时，生成温度甚至可以低于 100℃[42]。从头合成起始反应温度在 200℃左右，最高生成率在温度 300 ~500℃范围。因此，在烟气净化系统进口前（如 EPS 或布袋除尘器），将水泥窑废气快速冷却到 200℃以下对防止二恶英的形成非常有必要。

研究显示运行情况决定着水泥窑是 POP 的排放源还是清洁生产过程。因此，建立一个环境影响评估程序是相当重要的，可以用来评价废弃物适当性、潜在的环境影响、运行水平和副产物质量。

6.4.5 水泥窑的试运行

水泥工业上使用的废弃物含有有机物和多种金属。为测试水泥窑能够有效处理这些废弃物并不产生不良作用，尤其是对环境的影响，有机物和金属成分的归趋必须进行检测。这个数据需要通过燃烧测试得到，在水泥窑上进行不同运行工况和不同废弃物的试验。水泥窑的测试方法和结果总结可见参考文献 [20]。

6.4.5.1 案例分析

1. 中国

2008 年，全球水泥的产量估计在 29 亿吨左右[2]。中国水泥工业生产了其中的一半[2, 43]。利用水泥窑处置危险废弃物的工作在中国也才刚刚起步。水泥窑处置危险废弃物得到普遍成功将大量节省水泥生产的原材料、燃料，并且降低全球温室气体排放。下一阶段，在中国需要建立合适的规章制度、法律要求和标准。在中国，Yan 等[43]介绍的技术导则和基础文件已经得到建立，然而，技术导则和基础文件仍需要

继续修改和调整。该文对中国水泥行业综述进行了报道。这个报告基于12个水泥厂的18条生产线的数据。根据报道，2005年中国共有6846家水泥企业。大部分的水泥厂规模都比较小，全国水泥产量的31.07%来自于小水泥厂，这些水泥厂的年生产量小于2万吨。2006年，立式窑和预煅烧回转窑是主要炉型。只有少量的水泥厂具有处置危险废弃物的能力和知识。已经认识到缺少协同运行的知识、能力和基础设施的问题。建立水泥窑处置危险废弃物相关的导则和标准是非常必要的。

2. 斯里兰卡

含PCB废油的回转窑处置在发展中国家斯里兰卡的第一次试验燃烧由Karstensen等人开展[23]。运行灵活性和降解表现评估结果显示斯里兰卡的水泥窑能够安全降解含PCB废油，不会造成其他PCDD/PCDF、HCB等新污染物的生成。在PCB最高进料速率时，DRE数值也可以超过99.9999%。

3. 泰国

泰国水泥窑处置危险废弃物和轮胎过程PCDD/PCDF的排放情况得到了研究。泰国科技和环境部污染控制部门在GTZ、UNEP化学、Euro Chlor的经费支持下，2001年进行了PCDD/PCDF排放详细目录调查。所有的测试中，烟气中PCDD/PCDF浓度低于0.1ng I-TEQ/m^3的标准。结果显示危险废弃物的添加对排放结果没有影响（注：水泥窑配置了最佳状态的最优技术[40]）。

4. 越南

在越南的水泥窑上开展了杀虫剂、仲丁威和氟虫腈的燃烧试验[22]。废弃杀虫剂是指含有杀虫剂的废液混合物，通过装有流量计的不锈钢管输入到水泥窑的燃烧器。然后混合液和煤一起燃烧。仲丁威和氟虫腈的DRE均超过99.9999%。PCDD/PCDF、HCB和PCB等副产物均没有检测到。

5. 其他

Karstensen[21]报道了埃及开展的工业废液燃烧试验。在试验燃烧前、后均进行了基线检测。所有检测结果显示PCDD/PCDF的浓度都低于0.001ng TEQ/m^3。

哥伦比亚也进行了一次燃烧试验。900t受杀虫剂污染的土壤进入58m长的五级余热水泥窑处理。结果显示农药的DRE结果达到了99.9999%[21,35]。

SINTEF报道了发展中国家和地区数个回转窑POP的排放，如委内瑞拉、南非、智利、菲律宾、越南、中国香港地区和中国台湾地区等[35]。

6.5 结论

本章讨论了发展中国家水泥窑处置危险废弃物的情况。用水泥窑燃烧危险废弃物对废弃物生产者和水泥厂都有好处。

数个得到良好运行和评估的案例说明危险废弃物以环境友好的方式得到完全降解，不产生其他危险持久性有机污染物。

另一方面，由于在发展中国家水泥行业存在缺少协同运行的知识、能力和基础设

施，严重环境污染的事故可能随时发生。因此，在发展中国家推行和应用水泥窑处置危险废弃物，首先需要做的是建立规章制度、导则和标准等。

参考文献

1. Ahling B (1987) Alternative raw materials for the production of cement–are waste materials a resource. Paper prepared for CEMENTA AB, Sweden
2. Basel Convention (2010) Draft technical guidelines on co-processing of hazardous waste in cement kilns. http://www.basel.int/techmatters/index.html
3. Baxendale T (1990) Co-processing waste derived fuels help solve compliance problems and produce useable materials. Hazmat World 3(1):57–58
4. Blumenthal M (1992) The rationale for using whole tyres. Rock Prod 95(7):48–50
5. Canadian Portland Cement Association (1989) Resource recovery: the cement kiln solution. Report published by the canadian portland cement association, Canada
6. Chadbourne JF, Freeman HM (1988) Hazardous waste as fuel in cement kilns. In: Abbou R (ed) Hazardous waste: detection, control, treatment, Part B. Elsevier, New York, pp 1315–1324
7. Dawson B (1992) Emerging technologies for utilising waste in cement production. In: Proceedings of international conference on the role of cement kilns in waste management—KILNBURN'92, Brisbane, Australia, pp 109–115
8. Directive 2000/76/EC of the European Parliament and of the Council (2000) Council directive 2000/76/EC of the European parliament and of the council of 4 Dec 2000 on the incineration of waste. J Eur Communities, L 332/91. http://www.central2013.eu/fileadmin/user_upload/Downloads/Document_Centre/OP_Resources/Incineration_Directive_2000_76.pdf
9. FAO (1997) FAO pesticide disposal series 5—prevention and disposal of obsolete and unwanted pesticide stocks in Africa and the near east, Second consultation meeting. http://www.fao.org/ag/AGP/AGPP/Pesticid/Disposal/pdf/w3338e.pdf
10. Ferdo AM, Hawks RL (1990) Processing of multimedia waste in cement kilns. In: Proceedings of air and waste management association international specialty conference on waste combustion in boilers and industrial furnaces, Missouri, USA
11. Gabbard WD, Gossman D (1990) Hazardous waste fuels and the cement kiln. ASTM Stand News 18(9):38–41
12. Gossman D (1992) Reuse of petroleum and petrochemical waste in cement kilns. Environ Prog 11(1):1–6
13. Hazelwood D, Smith F, Gartner E (1982) Assessment of waste fuel use in cement kilns. United States Environmental Protection Agency, USA (Report No. EPA–600/2–82–103)
14. Herat S (1997) Protecting the environment from waste disposal: the cement kiln option. Environ Prot Eng 23:25–34
15. Huden GH (1989) Opportunities and constraints for hazardous waste disposal in developing countries. Paper presented at 2nd international symposium of Pacific basin consortium for hazardous waste, Singapore
16. Huhta RS (1985) Waste fuel survey report–II. Rock Prod 88(5):46–49
17. Huhta RS (1986) Another look at waste fuels. Rock Prod 89:55–59
18. Ishikawa Y, Noma Y, Mori Y, Sakai S (2007) Congener profiles of PCB and a proposed new set of indicator congeners. Chemosphere 67:1838–1851
19. Ishikawa Y, Noma Y, Yamamoto T, Mori Y, Sakai S (2007) PCB decomposition and formation in thermal treatment plant equipment. Chemosphere 67:1383–1393

20. Jones PH, Herat S (1992) Incineration of intractable wastes in cement kilns. In: Proceedings of 1st national hazardous and solid waste convention, Sydney, Australia, pp 181–188
21. Karstensen KH (2008) Formation, release and control of dioxins in cement kilns. Chemosphere 70:543–560
22. Karstensen KH, Kinh NK, Thang LB, Viet PH, Tuan ND, Toi DT, Hung NH, Quan TM, Hanh LD, Thang DH (2006) Environmental science and policy, vol 9, pp 577–586
23. Karstensen KH, Mubarak AM, Gunadasa HN, Wijagunasekara B, Ratnayake N, Alwis AD, Fernando J (2010) Test burn with PCB-oil in a local cement kiln in Sri Lanka. Chemosphere 78:717–723
24. Mantus EK (1992) All fired up. Report published by environmental toxicology international, Seattle, Washington
25. Marcil AG (1990) Cement kiln incineration of out–dated agricultural chemicals in Pakistan. Waste Mange Res 8(2):171–174
26. Milne DD, Clark AI, Perry R (1986) Acid tars: their production, treatment and disposal in the UK. Waste Manage Res 4(4):407–418
27. Mourighan RE (1992) An overview of the disposal of solid and hazardous wastes in cement kilns. Technical information document prepared by US environmental protection agency, Kansas, USA
28. Mullick AK, Aluwalia SC (1992) Utilisation of wastes in Indian cement industry. In: Proceedings of 1st international symposium on cement industry solutions to waste management, Alberta, Canada, pp 489–512
29. Nemerow NL, Agardy FJ, Sullivan P, Salvato JA (2009) Environmental engineering, sixth edition–environmental health and safety for municipal infrastructure, land use and planning, and industry. Wiley, Hoboken, NJ
30. Neumann E (1992) Energy alternatives—the substitution of fossil fuels in cement kilns. Int Cement Rev (May) pp 61–67
31. Neumann E, Duerr M, Kreft W (1990) The substitution of fossil fuels in cement kilns. World Cem 21(3):80–88
32. Obrist A, Lang T (1987) Incineration of sewage sludge in cement kilns. Paper presented at 1987 IEEE cement industry technical conference, California, USA, pp 369–380
33. Parker A (1987) Modern methods of treatment of contaminated land and waste disposal. Paper presented at international pollution abatement conference, Birmingham, UK
34. Serumgard JR, Bluementhal MH (1992) The use of scrap tyres in cement rotary kilns. In: Paper presented at proceedings of 1st international symposium on cement industry solutions to waste management, Alberta, Canada
35. SINTEF (2006) Formation and release of POPs in the cement industry, Second edition. In: World business council for sustainable development. Cement Sustainability Initiative. http://www.wbcsd.org/DocRoot/piF5rKj2ulwpFpYRMI8K/formation_release_pops_second_edition.pdf. Accessed 23 Jan 2006
36. Spiegel SJ, Pelis TK (1990) Regulations and practices for the disposal of spent potliner by the aluminium industry. J Metals 42:70–73
37. Stockholm Convention (2004) Article 5 and annex C of the stockholm convention on persistent organic pollutants. Available at http://www.pops.int/documents/meetings/bat_bep/2nd_session/egb2_followup/draftguide/1BArticle5andAnnexC.pdf
38. Tabery RS, Dangtran K (1990) Fluidised bed combustion of aluminium smelting waste. Environ Prog 9(1):61–67
39. The Portland Cement Association. http://www.cement.org/
40. UNEP/IOMC (2001) Thailand–PCDD/DF sampling and analysis program—report UNEP Chemicals, Geneva, Switzerland. http://www.chem.unep.ch/Pops/pdf/thdioxsamprog.pdf

41. UNESCAP (2000) State of the environment of Asia and the Pacific
42. Weber R (2007) Relevance of PCDD/PCDF formation for the evaluation of POPs destruction technologies—review on current status and assessment gaps. Chemosphere 67:S109–S117
43. Yan D, Karstensen KH, Huang Q, Wang Q, Cai M (2010) Coprocessing of industrial and hazardous wastes in cement kilns: a review of current status and future needs in China. Envi Eng Sci 27(1):37–45
44. Zimmerman L, Coles C (1992) The utilisation of processed waste by–products for cement manufacturing. In: Proceedings of 1st international symposium on cement industry solutions to waste management, Alberta, Canada, pp 533–545

第7章 用于设计和优化生物质气化炉利用农业废弃物的热力学方法

Buljit Buragohain, Pinakeswar Mahanta, Vijayanand Suryakant Moholkar

摘要： 近年来，生物质气化已成为分布式发电一个可行的选择，尤其是在类似印度这样的发展中国家。在本章中，将通过对不同来源的煤炭储量和农业残余物（潜在的利用热力方式生产电力的原料）数据分析，对发电量进行统计，概述了印度能源利用的总体情况。此外，使用化学计量非平衡和半均衡模型，评估了不同操作条件、不同生物质原料（单一生物质或者混合物）气化过程的产出。基于四个关键参数进行了优化计算，即生物质类型、空气或气化当量比、温度和气化介质。采用的气化介质是纯空气或空气-蒸汽混合物。研究表明生物质混合物也可成为气化炉的潜在燃料，且气化炉的性能和利用单一生物质给料时非常相似。在模拟结果的基础上，还尝试优化生物质气化炉运行操作条件。气化炉分布式发电的应用最佳操作条件是，空气比率为0.3~0.4，温度为700~800℃，以空气为气化介质。

7.1 引言

对于像印度这样的发展中国家和经济转型国家，若要实现全面的增长，电力是一种非常重要的能量输入方式，它是社会经济发展的主要基础设施要求之一，其他行业的发展如农业和工业也同样需要电力能量输入。在过去的60年（1947年独立后），印度的能源使用量增加了16倍，同时人口从1947年的3.28亿上升到2010年的11.65亿。发电装机容量从1947年的1362MW上升到2010年的167GW，增加了100多倍。虽然目前印度的发电装机容量在世界上排名第五，但仍远远不能满足电力需求。表7-1给出了世界排名前10的电力生产国名单[20]。

表7-1 全球电力生产情况[20]（数据适用于2005年）

序号	国家	年发电量/MWh	人口	人均电力消费/kWh
1	中国	4190000000	1315844000	3184
2	美国	3741485000	298213000	12546
3	日本	963852000	128085000	7525

（续）

序　　号	国　　家	年发电量 /MWh	人　　口	人均电力消费 /kWh
4	俄罗斯	857617000	141927297	6043
5	印度	600649000	1103371000	544
6	巴西	600029000	186405000	3219
7	加拿大	549476000	32268000	17029
8	德国	544467000	82329758	6613
9	法国	460944000	60496000	7619
10	韩国	386169000	47817000	8076
11	全球	17109665000	6464750000	2647

即使装机容量达到167GW，印度人均用电量仍非常低（低于世界平均水平2646kWh的1/4）。印度电力行业的更多详细资料将在下一节给出。印度电力短缺的平均峰时大约是10%，其中西部最高短缺占17%，南部占3.3%[8]。目前印度经济年增长率约为8%～9%，随着快速的城市化和人民生活水平的改善，对电力需求的增长势必非常迅速。综合能源政策报告[15]预测到2031～2032年，一次能源需求将增加3～4倍并且保持发电能力增加5～6倍（以2003～2004年为基础）才能维持8%的增长率[15]。

据能源政策专家委员会预测，表7-2给出了印度过去、现在、未来的电力需求和发电量，用以满足GDP年增长率8%～9%的要求[15]。根据这一预测，为了满足能源需求，印度的发电能力到2031～2032年需提高到约800GW。在印度实现经济增长目标，提高全民（城市和农村）生活水平之前，提供能源安全以迎接这一挑战是非常艰巨的任务。在本章正文开始前，我们得思考一下在像印度这样的发展中国家背景下"能源安全"的定义[15]。

表7-2　印度过去和未来的电力需求[15]

年　　份	人口（十亿）	总能源需求 /十亿 kWh		主线所需能源 /十亿 kWh		能源需求高峰 /GW		所需装机容量 /GW	
		GDP增长率8%	GDP增长率9%	GDP增长率8%	GDP增长率9%	GDP增长率8%	GDP增长率9%	GDP增长率8%	GDP增长率9%
2003～2004	1.065	633	633	592	592	89	89	131	131
2006～2007	1.114	761	774	712	724	107	109	153	155
2011～2012	1.197	1097	1167	1026	1091	158	168	220	233
2016～2017	1.275	1524	1687	1425	1577	226	250	306	337

（续）

年　　份	人口（十亿）	总能源需求/十亿 kWh		主线所需能源/十亿 kWh		能源需求高峰/GW		所需装机容量/GW	
		GDP 增长率 8%	GDP 增长率 9%	GDP 增长率 8%	GDP 增长率 9%	GDP 增长率 8%	GDP 增长率 9%	GDP 增长率 8%	GDP 增长率 9%
2021 ~ 2022	1.347	2118	2438	1980	2280	323	372	425	488
2026 ~ 2027	1.411	2866	3423	2680	3201	437	522	575	685
2031 ~ 2032	1.468	3880	4806	3628	4493	592	733	778	960

7.2　印度背景下的能源安全

世界能源评估报告给能源安全作了如下定义：各种形式的能源能以合适的价格足量可持续供给。然而，印度的综合能源政策建议修改定义如下：在考虑一定的冲击和干扰下，在任何时候都能以具有竞争力的可接受的价格，提供生活所需能源给所有公民，不论他们的支付能力如何，以及满足他们安全便捷的有效能源要求，用以满足他们的各种需求。这个定义的修改考虑到了像印度这样转型和多样化经济背景下国家的一些现实情况。

定义修改的动机可简要的概括如下：①能源安全只有在满足不同区域、社会和经济领域庞大的人口的能源需求时才有意义。②必须满足所有公民的基本生活所需能源或最小能源需求。如果社会的任一阶层没有足够的经济能力按市场价格满足能源需求，则需要给予适当的补贴。③通过其他形式的能源满足某一形式能源的需求会导致能量浪费（例如用电做饭与用液化气或煤油相比）。④能源供应中断会造成重大损害或经济损失。⑤应充分预计能源发电/供应可能遭遇的干扰和破坏以及所占比例。因为 100% 的产能利用和有效的输配电是不可能的，因此应规定一定的置信水平。

能源安全路线图

根据不确定性或者涉及的风险水平，能源安全的主要措施可分为两类。

第一类是通过各种方式降低风险，例如：

1）通过提高能源的生产和使用效率降低能源需求。

2）更多地使用当地燃料，减少进口。

3）提高燃料灵活性和供应（换句话说多样化的燃料选择）。

4）开发新的及当地能源资源。

第二类包括风险处理。这个类别的措施包括：

1）提高燃料供应意外中断的忍耐能力。

2）提高应对市场波动和风险的能力。

3）提高技术标准和支持应对技术风险的能力。

除此之外，保持战略燃料储备及获取国外石油或天然气权益可有效解决供应和市场风险。在本章背景下，将在能源安全的第一分类下阐述两个重要的措施：①当地或国内的燃料替代进口燃料，②发展替代燃料。

7.2.1 当地或国内替代品

常规能源（或进口能源）被本地可用的替代品代替将提高国家能源自给自足能力，同样会降低进口能源供应的风险因素及相关经济制裁。然而，这将增加当地能源供应的压力。如果替代能源是一种可再生能源，这一风险将会降低。此类别中的一些例子像铁路电气化或荒地上种植木材。铁路电气化当然需要额外消耗通过煤-热途径生产的电力，但同时会降低柴油的负担。开荒种植的（干）木材产量可达20t，可通过燃烧或气化方式用于发电。其他的替代能源是液体燃料，如生物柴油、乙醇、煤炭液化的合成燃料、费-托（Fischer-Tropsch）耦合生物质气化。

7.2.2 可替代能源的开发

除了提高现有资源回收率之外，这条路线将主要涉及新能源的基础研究与开发。更好的矿山设计和先进技术的使用可以提高石油、天然气以及煤炭回收率。对于埋藏很深的煤炭（开采已不可行），煤的原地气化是一种以经济的价格获得更高回收率的可行解决方案。吸附在煤层中的甲烷也可以回收。这个技术已经在美国和澳大利亚得到应用。潜在的煤层气储量大概在14000亿～26000亿m^3，相当于126000万～234000万吨油当量。为了确认这种能源的潜力，印度政府在1997年制定了一项煤层气的政策，煤层气的开发由石油天然气部和煤炭部联合进行。除了这些，有效的利用可再生能源对替代能源的发展至关重要，有关这部分的主题将在7.4节详细展开。

7.3 印度电力部门：事实与数字

如前所述，截至2010年12月印度总发电装机容量为167GW[8]。但是，装机容量的资源及地区分布是不平衡的。表7-3（A&B）给出了印度各个州及中央直辖区所采用的各种方式（火电、水电、核电和可再生能源）的装机容量[8,25]。容量最高的是安装在西部地区及工业化发达的州。另一方面，东北地区包括七个以丘陵山地为主地形和人口非常少的州所具有的发电装机容量最低。其次，主要以煤热发电为主（占到装机容量的54%），热途径发电（煤、气、柴油）约占到总量的65%。其次是水电（约22%），可再生能源（约10%），核电（约2.7%）。导致以煤发电为主导地位的重要原因是印度拥有超过2000亿t的煤炭储量。然而，这些煤炭资源分布并不均匀，主要集中在北部和东北部各州。

表7-3（C）给出了印度电力部门的一些重要的统计数据报告[8]。虽然电厂负载率在过去十年一直或多或少保持着一致，但是煤炭消耗量的增长超过50%。输电和配电损失是巨大的，几乎占了原始发电量的1/3。

表7-3 (A)印度各州电力状况(装机容量MW级的公共电力单位包括股份制和中央部门单位)。(B)印度各地的发电装机容量概要[8,25]。(C)印度电力部门一些具有代表性的统计数据

州	组成模式				核能	水能（可再生能源）	可再生能源资源	总计
	热能			总热				
	煤炭	天然气	柴油					
(A)								
北部地区各州								
德里	3293.96	1008.01	0	4301.97	122.08	597.62	1.05	5022.72
哈里亚纳邦	3812.99	560.29	3.92	4377.20	109.16	1334.68	105.9	5926.94
喜马偕尔邦	118.3	61.88	0.13	180.31	34.08	1731.94	337.82	2284.15
查谟和克什米尔邦	263.7	304.14	8.94	576.78	77	1503.53	129.33	2286.64
旁遮普邦	3208.19	288.92	0	3497.11	208.04	2972.89	295.63	6973.67
拉贾斯坦邦	4659.48	665.03	0	5324.51	573	1467.80	1162.45	8527.76
北方邦	7261.84	549.97	0	7811.81	335.72	1624.42	612.18	10384.13
北阿坎德邦	261.26	69.35	0	330.61	22.28	1924.18	132.97	2410.04
昌迪加尔邦	27.09	15.32	0	42.41	8.84	47.74	0	98.99
中部(未分区)	713.19	290.35	0	1003.54	129.8	417.95	0	1551.29
北部地区总和	23620.00	3813.26	12.99	27446.25	1620.00	13622.75	2777.32	45466.32
西部地区各州								
果阿邦	277.03	48	0	325.03	25.8	0	30.05	380.88
达曼和第乌邦	19.04	4.2	0	23.24	7.38	0	0	30.62
古吉拉特邦	7588.89	3894.49	17.48	11500.86	559.32	772	1851.04	14683.22
中央邦	4282.10	257.18	0	4539.28	273.24	3223.66	244.36	8280.54
恰蒂斯加尔邦	4383.00	0	0	4383.00	47.52	120	218.95	4769.47
马哈拉施特拉邦	11768.05	3475.93	0	15243.98	690.14	3331.84	2573.88	21839.84
达德拉和纳加尔哈维利邦	22.04	27.1	0	49.14	8.46	0	0	57.6
中部(未分区)	950.35	196.91	0	1147.26	228.14	0	0	1375.40

（续）

州	组成模式				核能	水能（可再生能源）	可再生能源资源	总计
	热能			总热				
	煤炭	天然气	柴油					
西部地区总和	29290.50	7903.81	17.48	37211.79	1840.00	7447.50	4918.28	51417.57
南部地区各州								
安得拉邦	6759.88	2878.40	36.8	9675.08	214.28	3695.53	721.59	14306.48
卡纳塔克邦	4752.67	220	234.42	5207.09	195.36	3599.80	2437.49	11439.74
喀拉拉邦	765.38	533.58	256.44	1555.40	78.1	1881.50	142.86	3657.86
泰米尔纳德邦	5519.81	1026.30	411.66	6957.77	478.5	2122.20	5215.59	14774.06
NLC	100.17	0						
本地治里邦	207.01	32.5	0	239.51	16.28	0	0.03	255.82
中部（未分区）	1067.58	0	0	1067.58	117.48	0	0	1185.06
南部地区总和	19172.50	4690.78	939.32	24802.60	1100.00	11299.03	8517.55	45719.18
东部地区各州								
比哈尔邦	1661.70	0	0	1661.70	0	129.43	64.1	1855.23
贾坎德邦	1737.88	0	0	1737.88	0	200.93	4.05	1942.86
西孟加拉邦	6756.34	100	12.2	6868.54	0	1116.30	160.55	8145.39
DVC	3703.10	90	0	3793.10	0	193.26	0	3986.36
奥里萨邦	2428.10	0	0	2428.10	0	2166.93	68.6	4663.63
锡金邦	68.10	0	5	73.1	0	75.27	47.11	195.48
中部（未分区）	1280.16	0	0	1280.16	0	0	0	1280.16
东部地区总和	17635.38	190	17.2	17842.58	0	3882.12	344.41	22069.11
东北部地区各州								
阿萨姆邦	60	441.32	20.69	522.01	0	429.72	27.11	978.84
阿鲁纳恰尔邦	0	21.05	15.88	36.93				
梅加拉亚邦	0	25.96	2.05	28.01	0	230.58	31.03	289.62
特里普拉邦	0	181.84	4.85	186.69	0	62.37	16.01	265.07
曼尼普尔邦	0	25.96	45.41	71.37	0	80.98	5.45	157.8

（续）

州	组成模式				核能	水能（可再生能源）	可再生能源资源	总计
	热能			总热				
	煤炭	天然气	柴油					
那加兰邦	0	19. 19	2	21. 19	0	53. 32	28. 67	103. 18
米佐拉姆邦	0	16. 28	51. 86	68. 14	0	34. 31	36. 47	138. 92
中部（未分区）	0	55. 4	0	55. 4	0	127. 15	0	182. 55
东北部地区总和	60	787	142. 74	989. 74	0	1116. 00	223. 32	2329. 06
群岛								
安达曼和尼科巴群岛	0	0	60. 05	60. 05	0	0	5. 35	65. 4
拉克沙群岛	0	0	9. 97	9. 97	0	0	0. 75	10. 72
群岛总计	0	0	70. 02	70. 02	0	0	6. 1	76. 12
（B）								
北部地区	23620. 00	3813. 26	12. 99	27446. 25	1620. 00	13622. 75	2777. 32	45466. 32
西部地区	29290. 50	7903. 81	17. 48	37211. 79	1840. 00	7447. 50	4918. 28	51417. 57
南部地区	19172. 50	4690. 78	939. 32	24802. 60	1100. 00	11299. 03	8517. 55	45719. 18
东部地区	17635. 38	190	17. 2	17842. 58	0	3882. 12	344. 41	22069. 11
东北部地区	60	787	142. 74	989. 74	0	1116. 00	223. 32	2329. 06
群岛	0	0	70. 02	70. 02	0	0	6. 1	76. 12
印度总和	89778. 38	17384. 85	1199. 75	108362. 98	4560. 00	37367. 40	16786. 98	167077. 36

年　　份	T&D 损失（%）	电厂负载率（%）	煤炭消耗量/（百万 t/年）	人均电力消费量/kWh	电力供应成本/卢比	收取的电费成本/卢比[①]
（C）						
2001 ~ 2002	—	69. 9	240	—	2. 46	1. 81
2002 ~ 2003	32. 54	72. 2	253	566. 7	2. 38	1. 95
2003 ~ 2004	32. 53	72. 7	263	592	2. 39	2. 03
2004 ~ 2005	31. 25	74. 8	278	612. 5	2. 54	2. 09
2005 ~ 2006	30. 42	73. 6	280	631. 5	2. 58	2. 21
2006 ~ 2007	28. 65	76. 8	302	671. 9	2. 76	2. 27
2007 ~ 2008	27. 2	78. 6	330	717. 1	—	—
2008 ~ 2009	25. 47	77. 2	355	733. 5	—	—

① 印度家庭所支付的平均成本（包括对农业用电的补贴）。

人均用电量呈现稳步增长。电力部门经济的一个重要方面是由电力供应和购买的单位价格所表示的。由于印度政府对农村和农业部门给予大量补贴，通过电力局供应的电力成本是没有完全收回的。因此，州电力局是在巨额亏损中运行的。

农村电气化：Rajiv Gandhi Grameen Vidyutikaran Yojana。农村地区的电气化，特别是在偏僻的丘陵地区，电网的布设是不可行的，这仍然是印度基础建设发展的一个主要障碍。为所有农村家庭提供电力成为了印度政府最低纲领的重要组成部分。为了实现这个目标，2005 年 4 月推出了名为“‘Rajiv Gandhi Grameen Vidyutikaran Yojana（RGGVY）”（拉吉夫·甘地农村电气化项目）的计划[25]。农村电力公司（REC）是这项计划的中心机构，这项计划在“十一五”规划中总预算是 2800 亿卢比。这项计划的主要目的是给 125000 个无电村庄通电，并且给确认为“低于贫困线（BPL）”的约 2304 万家庭实现电力接入。此外，到 2010 年，加强和巩固目前电气化的 462000 个村庄的电力供应基础设施也是这一计划的重要组成部分。在此，介绍一下“电气化村的定义”。1997 年 10 月，印度电力部把电气化村定义为“村里有人居住的地方不管出于何种目的在其收入边界内使用电力的村庄视为电气化村”[25]。在 2004 ~ 2005 年，这一定义进行了修改，附加了下列条件[25]：

1）在有人居住地区以及贫民窟存在的情况下需配有配电变压器和配电线路等基础设施（通过非传统能源的电气化不需要变压器）。

2）给学校、村委会（村局）办公室、卫生服务中心等公共场所提供电力。

3）电气化家庭数量应该至少占村里总户数的 10%。

4）从村委会获得电气化村认证。

根据 RGGVY 计划，贫困线下的家庭将免费接通用电，而项目的其余部分将获得印度政府 90% 的补贴。然而，政府希望大约 54.6% 贫困线以上的无电户在没有任何补贴，仅靠自己的情况下获得用电连接。很可惜这还没有实现。尽管有这一项雄心勃勃的巨额投资计划，按照如前所述新的定义，已被认定为“电气化”的村庄里大约有 40% 的家庭仍然没有电。最新的 RGGVY 计划统计数据如表 7-4 所示[25]。

RGGVY 计划的成功实施需要用电连接扩展与电力的发电和供电相匹配。鉴于目前的电力供应短缺和电力局的过度负载，几乎是不可能通过电网提供的电力来满足这些需求的。因此，要想成功的实施 RGGVY 计划必须在安装分布式发电系统上努力，主要是通过使用可再生能源。也许，这仍然是印度可再生能源发展的主要推动力。

表 7-4　截至 2011 年 1 月 31 日拉吉夫·甘地农村电气化项目统计[25]

序号	州和联邦属地名称（区域总数）	无电村庄的电气化		农户连接数包括低于贫困线		低于贫困线农户连接数	
		覆盖数	完成数,（%）	覆盖数	完成数,（%）	覆盖数	完成数,（%）
1	安得拉邦（23）	0	0（0.0）	3954128	3092410（78.2）	2592140	2576129（99.4）
2	阿鲁纳恰尔邦（16）	2129	500（23.5）	76407	10648（13.9）	40810	8170（20.0）
3	阿萨姆邦（23）	8525	4969（58.3）	1414828	520626（36.8）	991656	520626（52.5）
4	比哈尔邦（38）	23211	21596（93.0）	6022036	1589893（26.4）	2762455	1589893（57.6）
5	恰蒂斯加尔邦（16）	1132	136（12.0）	1285545	379269（29.5）	777165	379269（48.8）
6	古吉拉特邦（25）	0	0（0.0）	1595853	645521（40.4）	955150	645521（67.6）
7	哈里亚纳邦（20）	0	0（0.0）	569686	177192（31.1）	224073	177192（79.1）
8	喜马偕尔邦（12）	93	13（14.0）	36479	3278（9.0）	12448	1587（12.7）
9	查谟和克什米尔邦（14）	283	107（37.8）	295221	27063（9.2）	136730	27063（19.8）
10	贾坎德邦（22）	19737	16035（81.2）	2926260	1013555（34.6）	1691797	1013555（59.9）
11	卡纳塔克邦（27）	132	59（44.7）	1932797	894021（46.3）	891939	771261（86.5）
12	喀拉拉邦（14）	0	0（0.0）	92736	17238（18.6）	56351	17238（30.6）
13	中央邦（48）	806	243（30.1）	2653536	415136（15.6）	1376242	299059（21.7）
14	马哈拉施特拉邦（36）	6	0（0.0）	2633742	966995（36.7）	1876391	954012（50.8）
15	曼尼普尔邦（9）	882	230（26.1）	192148	8844（4.6）	107369	8203（7.6）
16	梅加拉亚邦(7)	1943	150（7.7）	188648	28295（15.0）	116447	28295（24.3）
17	米佐拉姆邦（8）	137	31（22.6）	44334	7185（16.2）	27417	7185（26.2）
18	那加兰邦（11）	105	52（49.5）	142992	22568（15.8）	69900	16061（23.0）
19	奥里萨邦（30）	17895	11569（64.6）	4858292	1842404（37.9）	3185863	1842404（57.8）
20	旁遮普邦（17）	0	0（0.0）	405023	48144（11.9）	148860	48144（32.3）
21	拉贾斯坦邦（32）	4454	3652（82.0）	2229442	1427151（64.0）	1750118	880042（50.3）
22	锡金邦(4)	25	14（56.0）	28166	5450（19.3）	11458	5221（45.6）
23	泰米尔纳德邦（30）	0	0（0.0）	1692235	498873（29.5）	545511	498873（91.5）
24	特里普拉邦（4）	160	64（40.0）	228759	54695（23.9）	194730	54695（28.1）
25	北方邦（70）	30802	27759（90.1）	1694075	872993（51.5）	1120648	872993（77.9）
26	北阿坎德邦（13）	1469	1505（102.5）	357309	223470（62.5）	281615	223470（79.4）
27	西孟加拉邦（18）	4573	4169（91.2）	3974005	1188216（29.9）	2699734	1170717（43.4）
	所有州的总数（587）	118499	92853（78.4）	41524682	15981133（38.5）	24645017	14636878（59.4）

7.4 印度可再生能源事业

印度拥有得天独厚的各种形式的可再生能源，如生物质能、太阳能、小水电和风能。这些可再生能源的有效利用一直是印度能源政策和规划的重要组成部分。为此，印度政府在 1982 年建立了非传统能源署，十年后转变成职能更完善的非传统能源部（MNES）后来改名为新能源和可再生能源部（MNRE）[24]。这一直是印度政府广泛实施各种与新能源和可再生能源相关项目的中心机构，例如电厂的建设和有效利用可再生能源的基础设施建设，促进农村地区可再生能源的利用，例如生活/街道照明，烹饪和农业，可再生能源在城市，商业和工业领域的应用，新能源和可再生能源技术，产品和服务的研究，设计和开发。MNRE 也在各个州建立了分支机构以调动州一级政府和非政府组织（NGO），实施各种可再生能源相关计划的基础设施和机械设备建设。也建立了以市场发展和可再生能源项目融资为目的的 MNRE 财务分支，被称为印度可再生能源开发署（IREDA）。截至 2010 年 3 月 31 日，IREDA 已经给 1921 个项目承诺资金贷款 1218 亿卢比[28]。这项投资的产出是发电装机容量增加 4. 38GW。表 7-5 给出了印度可再生能源发展的第 10、11、12、13 个五年计划概况[28]。预计到 2022 年底总容量为 72. 4GW，其中主要为风能（38. 5GW）和太阳能（20GW）。表 7-6 给出了印度最新的各种可再生能源的利用情况[1]。截至 2010 年 10 月，可再生能源发电的总装机容量达到 18780MW，约占总装机容量的 10%[1]。在 2012 年印度“十一五”计划结束时，可再生能源总的目标装机容量是 22700MW，净发电量 600 亿 kWh，约占总电力的 4. 4%[28]。

一个不幸但真实的事实是，即使在成功实现可再生能源并网发电容量达到 72. 4GW，净发电量达到 1730 亿 kWh，可再生能源的实际贡献也仅占到总发电量（预计为 25160 亿 kWh）的 5% ~6%。由此推算，这和世界上其他国家的预测相当一致，这表明印度在未来十年中仍然是主要依赖化石燃料[15]。

2003 年印度政府的电力法对可再生能源并网发电项目的发展有特殊规定和决议[25]。该法案授权国家电力监管委员会（SERC）提供适当的措施与电网的接入及电力销售给任何人以促进热电联产和可再生能源发电，同时确定各持牌分销商在该地区购买可再生能源发电最低比例。指导确定收费的原则和条件如下：①中央委员会指定的原则和方法；②在商业原则上实行发电和输电，配电及电力供应；③鼓励竞争，经济有效的利用资源，良好的性能和最佳的投资；④维护消费者的利益和以合理的方式收回电力成本。2006 年税收政策已经授权 SERC 在购买可再生能源电力的同时要考虑到资源的地区来源，及其对零售电价的影响，同时输配公司的采购优惠税率由 SERC 确定。此外，MNRE 已经提供了一些金融和财政方面的激励措施促进私人投资可再生能源项目，如放松和/或取消消费税和关税，资本/利息补贴，并加快折旧政策。资金

表 7-5　印度可再生能源简介[28]

资　源	“十五”计划结束时的装机容量/MW	“十一五”计划目标/MW	“十一五”计划结束时（2012）装机容量总目标/MW	“十二五”计划/MW	“十二五”计划结束时（2017）装机容量总目标/MW	“十三五”计划/MW	“十三五”计划结束时(2022)装机容量总目标/MW
1. 风能	7094	9000	~16100	11200	27300	11200	38500
2. 小水电	1976	1400	~3400	1600	5000	1600	6600
3. 生物质发电							
A. 生物质气化	525	500	1025	500	1525	1000	2525
B. 蔗渣热电联产	616	1200	1816	1400	3216	700	3916
C. 废弃物能源化	44	80	124	200	324	500	824
总和	1185	1780	~3000	2100	~5100	2200	~7300
4. 太阳能	3	200	~200	3800	4000	16000	20000
可再生能源发电总量	10258	12500	22700	18700	41400	31000	72400
可再生能源的净发电量（十亿 kWh）	27	—	60	—	106	—	173
常规能源发电总量	122071	78700	~200000	83000	283000	100000	383000
常规能源净发电量（十亿 kWh）	662	—	1314	—	1859	—	2516
总计（常规 + 可再生）	132329	91200	222700	101700	32430	130800	455100
可再生能源发电份额（装机容量）	7.70%	—	10.20%	—	12.80%	—	15.9
可再生能源发电份额（净发电量）	3.50%	—	4.40%	—	5.40%	—	6.4

表7-6 印度可再生能源一览（数据截至2010年10月30日）[1]

序 号	来源/系统	估算潜能/MW	累计装机容量/MW/数
I.	可再生能源电力		
A	可再生能源发电电网		
1	生物质能（农业残余和种植园）	16881	979.1
2	风能	45195	12906.73
3	小水电（≤25 MW）	15000	2850.25
4	蔗渣热电联产	5000	1494.53
5	废弃物能源化（城市）	2700	72.46
6	太阳能	—	17.82
	小计/MW	84776	18320.89
B	自备/热电联产/分布式可再生能源发电		
7	生物质/热电联产（蔗渣）	—	267.08
8	生物质气化	—	128.16
9	废弃物能源回收（城市，农村和工业的总和）	—	61.23
10	太阳能光伏发电厂和路灯（<1 kW）	—	2.39
11	航空发电机/混合动力系统	—	1.07
	小计/MW	—	459.93
	总和（A+B）		18780.82
II.	偏远乡村电气化		
1	村庄	—	5329
2	小村庄	—	1538
III.	分布式能源系统		
1	家庭自用型沼气池	12百万	4.28百万
2	太阳能光伏计划	20 MW/km^2	
	(i) 街道照明系统（数量）		121634
	(ii) 居家照明系统（数量）		619428
	(iii) 太阳能灯（数量）		813380
	(iv) 太阳能水泵		7495
3	风力泵（数量）	—	1352
4	太阳灶（数量）	—	0.67百万
5	太阳能热水系统（集热面积）/m^2	140百万	3.53百万

补贴的范围是项目总成本的10%～90%，主要是看项目实施的作用区域和可再生能源的类型。偏远地区的专项补贴也很到位，如东北部各州或其他特殊情况州。以风能的发电量为基础的激励机制和太阳能税收补贴也被引入。由于这些政策的作用，“十五”计划中已实现新增产能6761MW，预计在“十一五”计划中将额外增加12500MW的发电容量。

7.4.1 印度可再生能源的选择及其可行性

表7-6展示的是截至2010年10月30日印度各种可再生能源估计的潜在容量及所有累积的装置装机容量[1]。在所有可再生能源中，生物质能发电在印度这种国情下具有特殊的优势，如相对较低的投资成本，简单可靠的技术只需非熟练/半熟练的劳动力，较低的运营成本和丰富均一且一年四季都能以合理价格得到的生物质。气化概念中的生物质是指所有源自基于陆地或水域植被的有机物质，包括藻类、树木、农作物

和森林残余物。为了量化这一资源，印度国家生产力委员会进行了全面的调查。这次调查的重点是获得作物残余和作物生产比率。在了解各州各种作物产量的基础上，估计得到了残留作物的净产量。这个数据已经开始定期更新。在 2006 ~ 2007 年，总的残留生物质年产量估计在 5 亿吨[24]。然而，并非所有这些残余物都可用于发电。作为家用燃料和其他常规用途，如牛饲料、造纸原料、砖厂等将占用大约 3.5 亿吨，可用于电力生产的净生物质供给量约为 1.5 亿吨，电力生产潜力为 18.7GW[24]。

另外一个引人注目的量化印度生物质资源的尝试是由印度班加罗尔科学院做的建立一个全面的印度生物图谱[4]。这个图谱展现了各州和地区农业和森林的可用土地、农作物总产量、生物质总产量和总剩余量。表 7-7 通过农业残留物和森林和荒地的统计详细给出了 2008 ~ 2009 年印度生物质产量[4]。对于 2008 ~ 2009 年，通过农业残留物获得的生物量估计在 1.45 亿吨，而通过森林和荒地获得的约为 1.04 亿吨。这些生物质的总发电容量为 333GW。此外，糖厂通过沼气热电联产容量约为 6 ~ 7GW，相当于约 4500 万吨标准煤[24]。另外一种可以支持生物质发电的观点是基于生物质和煤高位发热量的比较。煤和生物质的化学成分是不同的。煤炭包含约 70% 的固定碳，只有 20% ~ 30% 的挥发分，而生物质有 60% ~ 80% 的挥发分和 15% ~ 25% 的固定碳。然而，大多数的印度煤含有大量的（约 30%）灰分，其高位发热量范围为 20 ~ 22MJ/kg，这与生物质的高位发热量（16 ~ 18MJ/kg）相近[6]。表 7-8 给出了一个典型容量范围，每千瓦装机容量的资金成本，以及各种可再生能源标准化的单位发电成本清单[27]。从表 7-8 可以推断，生物质气化可在所有可再生能源小规模分布式发电（50kW 或以下）的竞争中获胜。

基本上商业层面的生物质发电有两种选择，即①生物质气化；②锅炉-蒸汽轮机途径。对于第二种技术而言，它在制糖行业是非常受欢迎的。在这项技术中，从生物质气为燃料的锅炉产生高压蒸汽用于驱动涡轮发电机发电，然后又去满足该过程所需的能源。整个过程的效率是 60% 左右，其标准投资为 3000 万 ~ 4000 万卢比/MWe。然而，这些在经济上可行的装置对装机容量在 5MW 左右或高于 5MW 才适用。对偏远地区的分布式发电是不适用的[5]。

生物质气化炉无论是耦合混合燃料还是 100% 的生产燃气发动机都是一种相对简单和廉价的技术。此外，生物质气化炉装置可适用在低到 100 ~ 500kW 中等容量上，这足以满足 2000 ~ 5000 人口村庄的用电需求（250 ~ 500 户）。生物质气化炉可在多种设计中得到应用如下沉式、上升式、平吸式、鼓泡流化床和循环流化床。其中，最受欢迎的设计是在大气压力下以空气作为气化介质的上升式和下沉式。然而，这些设计的一个主要缺点是燃料特异性。此外，这些装置产生的气体的热值适中（3 ~ 4MJ/Nm^3），而且焦油和颗粒含量也很高。因此，必须在气体燃烧的发动机前安装一个高效的气体净化系统。同时必须时常清洗和维修发动机。这些设计的典型容量不超过 250kW。流化床气化炉大部分克服了这些缺点。这些设计的主要优点是燃料的灵活性（在类型和尺寸方面）、高碳转化率、低焦油含量和床内焦油裂解催化剂的使用以及甲烷重整。这些设计也有可达 MW 级的潜在能力。这些装置产生的气体可达中到高的热值（4 ~ 6MJ/Nm^3）[5]。

表 7-7 (A)2008～2009 年印度各州生物质产量(包括农业残余和森林荒地)[27]。**(B) 印度生物质分布图总结**(生物质分布图)

州	生物质种类	面积/kha	种植业/(kt/年)	生物质产量/(kt/年)	剩余生物质/(kt/年)	发电潜力/MWe
(A)						
安得拉邦	森林和荒地	3623.90	—	5151.60	3484.40	487.8
	农业残余	9983.20	21167.10	43893.20	6956.40	863.3
阿鲁纳恰尔邦	农业残余	208.5	251.1	400.4	74.5	9.2
	森林和荒地	5467.40	—	8313.10	6045.30	846.3
阿萨姆邦	森林和荒地	2676.80	—	3674.00	2424.20	339.4
	农业残余	3460.30	8250.60	11443.60	2346.90	283.9
比哈尔	森林和荒地	906	—	1248.30	831.9	116.5
	农业残余	7348.70	18817.60	25756.90	5147.20	641.1
恰蒂斯加尔邦	农业残余	4758.20	6636.60	11272.80	2127.90	248.5
	森林和荒地	8762.10	—	13592.30	9065.80	1269.20
果阿邦	森林和荒地	153.4	—	180.7	119.3	16.7
	农业残余	154.2	489.5	668.5	161.4	20.9
古吉拉特邦	农业残余	8007.60	23895.70	29001.00	9085.50	1224.80
	森林和荒地	9030.30	—	12196.30	8251.80	1155.20
哈里亚纳邦	森林和荒地	294.7	—	393.3	259.6	36.3
	农业残余	5707.30	15226.20	29034.70	11342.90	1456.90
喜马偕尔邦	农业残余	788.3	1504.00	2896.90	1034.70	132.6
	森林和荒地	2259.80	—	3054.60	2016.00	282.2
查谟和克什米尔邦	农业残余	749.4	773.8	1591.30	279.6	37.1
	森林和荒地	9838.00	—	11461.70	7564.70	1059.10
贾坎德邦	农业残余	1850.30	2459.50	3644.90	890	106.7
	森林和荒地	3506.80	—	4876.60	3249.80	455
卡纳塔克邦	森林和荒地	6993.70	—	10001.30	6600.80	924.1
	农业残余	9683.60	43139.60	34167.30	9027.20	1195.70
喀拉拉邦	森林和荒地	1235.40	—	2122.10	1429.10	200.1
	农业残余	2306.80	5561.00	11644.30	6352.10	864.4
中央邦	森林和荒地	12802.20	—	18398.20	12271.20	1718.00
	农业残余	13167.30	17951.70	33344.80	10329.30	1373.30
马哈拉施特拉邦	森林和荒地	13177.40	—	18407.10	12440.40	1741.70
	农业残余	18851.50	64336.10	47624.80	14789.60	1983.70

（续）

州	生物质种类	面积/kha	种植业/(kt/年)	生物质产量/(kt/年)	剩余生物质/(kt/年)	发电潜力/MWe
曼尼普尔邦	农业残余	340.8	435.1	909.4	114.4	14.3
	森林和荒地	1260.90	—	1264.00	834.2	116.8
梅加拉亚邦	农业残余	174.4	284.2	511.1	91.6	11.3
	森林和荒地	1532.60	—	1705.90	1125.60	157.6
米佐拉姆邦	农业残余	19	33.3	61.1	8.5	1.12
	森林和荒地	1638.80	—	1590.90	1050.00	147
那加兰邦	农业残余	179.6	276.1	492.2	85.2	10
	森林和荒地	786.4	—	843.8	556.9	78
奥里萨邦	森林和荒地	6265.00	—	9370.20	6084.80	851.9
	农业残余	6667.60	12262.70	20069.50	3676.80	429.3
旁遮普邦	森林和荒地	229.1	—	398.5	263	36.8
	农业残余	6993.50	35934.00	50847.60	24842.90	3172.20
拉贾斯坦邦	森林和荒地	14135.00	—	9541.60	6297.50	881.6
	农业残余	14851.40	16135.50	29851.30	8645.70	1126.70
锡金邦	农业残余	58	69.1	149.5	17.8	2.29
	森林和荒地	372.8	—	531.5	350.8	49.1
泰米尔纳德邦	森林和荒地	3187.20	—	4652.40	3070.60	429.9
	农业残余	4165.10	30415.40	22507.60	8900.00	1160.00
特里普拉邦	农业残余	9.5	3.7	40.9	21.1	2.94
	森林和荒地	831	—	1035.50	683.4	95.7
北方邦	森林和荒地	3856.50	—	5478.40	3672.00	514.1
	农业残余	15950.90	138945.40	60322.20	13737.90	1746.20
北安查尔邦	农业残余	1015.70	7783.30	2903.20	638.4	80.9
	森林和荒地	2885.50	—	4559.20	3055.30	427.7
西孟加拉邦	森林和荒地	1113.90	—	1430.70	949	132.9
	农业残余	6090.20	22807.80	35989.90	4301.50	529.3
(B)						
	农业残余总量	143540.90	495845.60	511041.00	145026.60	18728.70
	森林和荒地总量	118822.90	0	155474.00	104047.40	14566.60
	总量	262363.80	495845.60	666515.00	249074.00	33295.40

表 7-8 印度不同可再生能源单位投资成本和标准化单位发电成本的比较[27]

序号	可再生能源资源	典型的单位可用容量范围/kW	单位投资成本范围/(卢比/kW)	发电电力单位成本范围/(卢比/kWh)
1	生物质气化器			
	(a) 双燃料发动机系统	5 ~ 40	122000 ~ 44000	25. 00 ~ 13. 14①
	(b) 100% 燃气发动机	9 ~ 40	95000 ~ 75000	18. 53 ~ 15. 02①
2	柴油发电机组	5 ~ 40	35000 ~ 16500	21. 38 ~ 13. 51①
3	小水电	10 ~ 100	124000 ~ 216000	14. 56 ~ 8. 31②
4	太阳能光伏系统	2. 5 ~ 25	308000 ~ 279000	32. 32 ~ 29. 26③
5	小型风力发电机	1 ~ 50	203000 ~ 67000	44. 17 ~ 6. 30

① 装置负载率假定为 25%。

② 装置负载率假定为 40%。

③ 太阳辐射为 4. 89 kWh/m^2。

除了基本的机械设计，气化器的性能还取决于运行参数，生物质气化介质的类型。我们已经做了在不同工作条件下气化炉性能的热力学研究。在分析中已经考虑到用混合生物质作为给料来评价气化炉燃料适用性的性能。将在下一节中介绍这一研究的要点[7]。

7.5　以混合生物质为原料的气化炉性能热力学评估

虽然一些新的设计已经开发出可以使用替代燃料，如椰子壳和煤球，但大多数气化炉主要使用木屑作为燃料。这些气化炉典型的容量范围从 5 ~ 250kW[13,23]。对于高于 1MW 的容量，流化床气化炉是最可行的设计[3]。这些气化炉具有燃料灵活、反应器内温度均匀、燃气焦油含量低和整体碳转化率高等优点。这些气化炉生物质燃料的常规消耗量为 1 ~ 1.2kg/kWh[26]。因此，一个常规的 5 MW 气化炉厂（利用率为 70%）的年生物量要求超过 35000 吨。在全国任何地区，以如此大量的单一生物质来满足这个发电厂全年的燃料需求是不可能的，因此在不同的季节将不得不使用不同的生物质混合燃料。这就需要深入研究气化炉燃料适应性的性能，如不同生物质在不同配比情况下燃气的数量和质量的变化。这样的研究将为以不同生物质为给料的流化床设计和规模化提供重要指导。

在这项研究中，已经评估了 3 种生物质的混合物气化特性，这些原料在印度东北部各州都非常丰富[4]，分别是稻壳、木屑、竹屑。此外，还用半均衡模型考虑了生物质中碳的部分转化用以评估气化过程。

对于分布式发电，气化炉主要性能参数有：净燃气量和生物质气化燃气的低位热值。表 7-9（A）给出了这个研究中单种生物质的最终分析。影响气化炉性能的主要操作参数是①气化温度；②空气或当量比，这是进行气化实际供给的氧气与生物质完全燃烧所需的氧气之比[9,14]。根据以往的研究[5,6]，建立了这些参数的最优范围：温度为 700 ~ 1000℃ 和空气比为 0.2 ~ 0.4。

因此，选择了四个有代表性的温度即 700℃、800℃、900℃ 和 1000℃，三个空气比，即 0.2、0.3 和 0.4 来进行模拟。二元生物质混合物也进行了分析。我们把两种单一生物质以三种重量比例进行混合 25%-75%，50%-50%，75%-25%。因此，有 9 种生物质混合物组合。表 7-9（B）给出了这些混合生物质的元素分析和生物质代表性的分子式。表 7-10 给出了 27 种混合物气化过程中分子组成（元素正向输入）。

7.5.1　碳的不完全转化

在流化床生物质气化炉中，生物质混合物的停留时间比较小，因为它随着气化空气从立管段带出。因此，这个描述涉及气化过程中的各种化学反应动力学。导致生物质停留时间短的主要原因是其中碳的不完全转化（氧化）。碳的不完全转化导致燃气质量及产量的下降。我们尝试用半均衡模型来评估这一效应。在这种方法中，减少元素正向输入端的碳摩尔数（见表 7-10）。其他三种元素（H，N，O）的输入摩尔数保持不变，或者换句话说，假定这些元素可以完全转化。这种方法被称为半（准）均

表 7-9 元素组成（A）单一生物质(元素分析)。(B) 混合生物质（基准:100g 混合生物质）[7]

（转自国际能源与环境基金会，Al-Najaf,伊拉克）

生物质	成分重量百分比(干燥基)					分子式
	碳	氢	氮	氧	灰	
(A)						
木屑	52.28	5.2	0.47	40.85	1.2	$CH_{1.193}N_{0.007}O_{0.585}$
稻壳	37.03	5.25	0.09	40.94	16.69	$CH_{1.699}N_{0.003}O_{0.828}$
竹屑	39.88	5.5	0.89	47.92	5.81	$CH_{1.657}N_{0.018}O_{0.904}$

生物质成分 (B)	混合物成分	元素组成(g 原子)				分子式①	净能含量(kJ 每 100g)
		C	H	N	O		
稻壳（RH)木屑（SD)	RH = 25%，SD = 75% 4.039	4.039	5.213	0.027	2.555	$CH_{1.291}N_{0.007}O_{0.633}$	1867
	RH = 50%，SD = 50% 3.721	3.721	5.225	0.02	2.556	$CH_{1.404}N_{0.005}O_{0.687}$	1729
	RH = 75%，SD = 25% 3.404	3.404	5.238	0.013	2.557	$CH_{1.539}N_{0.004}O_{0.751}$	1590
竹屑（BD)稻壳（RH)	BD = 25%，RH = 75% 3.145	3.145	5.313	0.021	2.668	$CH_{1.689}N_{0.007}O_{0.848}$	1468
	BD = 50%，RH = 50% 3.205	3.205	5.375	0.035	2.777	$CH_{1.677}N_{0.011}O_{0.866}$	1485
	BD = 75%，RH = 25% 3.264	3.264	5.438	0.049	2.886	$CH_{1.666}N_{0.015}O_{0.884}$	1502
竹屑(BD) 木屑（SD)	BD = 25%，SD = 75% 4.098	4.098	5.275	0.041	2.664	$CH_{1.287}N_{0.010}O_{0.650}$	1884
	BD = 50%，SD = 50% 3.84	3.84	5.35	0.049	2.774	$CH_{1.393}N_{0.013}O_{0.722}$	1762
	BD = 75%，SD = 25% 3.582	3.582	5.425	0.056	2.885	$CH_{1.515}N_{0.016}O_{0.805}$	1641

① 分子式代表两种生物质混合物作为单一整体，所有的生物质被假定为包含 10% w/w 的水分。

表 7-10 元素正向输入(g 原子)模拟(基准:100g 所有生物质混合物 + 气化空气)

元素/元素比	空气比			元素/元素比	空气比			元素/元素比	空气比		
	0.2	0.3	0.4		0.2	0.3	0.4		0.2	0.3	0.4
生物质：RH (25%) + SD (75%)				生物质：RH (50%) + SD (50%)				生物质：RH (75%) + SD (25%)			
C	4.039	4.039	4.039	C	3.721	3.721	3.721	C	3.404	3.404	3.404
H	6.324	6.324	6.324	H	6.336	6.336	6.336	H	6.349	6.349	6.349
N	6.18	9.257	12.334	N	5.696	8.534	11.373	N	5.212	7.812	10.411
O	4.736	5.549	6.362	O	4.611	5.361	6.111	O	4.487	5.173	5.86
H/C	1.566	1.566	1.566	H/C	1.703	1.703	1.703	H/C	1.865	1.865	1.865
O/C	1.173	1.374	1.575	O/C	1.239	1.441	1.642	O/C	1.318	1.52	1.722
生物质：BD (25%) + RH (75%)				生物质：BD (50%) + RH (50%)				生物质：BD (75%) + RH (25%)			
C	3.145	3.145	3.145	C	3.205	3.205	3.205	C	3.264	3.264	3.264
H	6.424	6.424	6.424	H	6.486	6.486	6.486	H	6.549	6.549	6.549
N	4.773	7.15	9.526	N	4.819	7.211	9.602	N	4.864	7.271	9.679
O	4.479	5.107	5.735	O	4.596	5.228	5.86	O	4.714	5.35	5.986
H/C	2.043	2.043	2.043	H/C	2.024	2.024	2.024	H/C	2.006	2.006	2.006
O/C	1.424	1.624	1.824	O/C	1.434	1.631	1.828	O/C	1.444	1.639	1.834
生物质：BD (25%) + SD (75%)				生物质：BD (50%) + SD (50%)				生物质：BD (75%) + SD (25%)			
	0.2	0.3	0.4		0.2	0.3	0.4		0.2	0.3	0.4
C	4.098	4.098	4.098	C	3.84	3.84	3.84	C	3.582	3.582	3.582
H	6.386	6.386	6.386	H	6.461	6.461	6.461	H	6.536	6.536	6.536
N	6.226	9.318	12.41	N	5.787	8.656	11.525	N	5.348	7.994	10.64
O	4.863	5.67	6.487	O	4.846	5.604	6.362	O	4.838	5.537	6.237
H/C	1.558	1.558	1.558	H/C	1.683	1.683	1.683	H/C	1.825	1.825	1.825
O/C	1.187	1.384	1.583	O/C	1.262	1.459	1.657	O/C	1.351	1.546	1.741

注：所有的生物质被假定为包含 10% w/w 的水分。元素 C、H、N 和 O 用 g 原子，元素的比例为无量纲。来源于参考文献[7]，转自国际能源与环境基金会，Al-Najaf，伊拉克。

衡模型[17~19]。然而，在这个系列中，已经考虑二元生物质混合物甚至是组分（即在混合物中的两种生物质以 50% - 50% w / w 比例混合）。此外，只考虑了一个空气比（=0.3）和气化温度（800℃或 1073 K）。在模拟中选择了三个有代表性的碳转化值 60%、70%和80%（0.6、0.7 和0.8）。这些被选择的具有实用价值的碳转化率（CC）已在流化床气化炉中观察到[21]。半均衡模型中碳的质量输入值为 CC×C，其中 C 是生物质混合物中的碳质量，如表 7-10 所示（即均衡模型中元素正向输入）。碳平衡，即（1－CC）×C，被假定保持不变，并以元素碳的形式出现在生物质气化产物中。

7.6 数学模型

使用软件 FACTSAGE 来进行模拟[2,12]。该软件采用由埃里克森提出[10]的 SOLGASMIX 算法，使用吉布斯自由能最大限度地减少了系统的热力学平衡计算。下面给出了这个模型的主要方程。这些方程可以用拉格朗日乘数法计算一个化学系统的平衡组成，如平衡状态下由反应物（一些元素和预先确定质量的原子）在特定温度和压力下，该系统在其总自由能最低时（与质量平衡的约束方程）气体分数或摩尔数/凝聚相种类。热力学模型的输入按照基本元素进行，可从给定的空气或当量比的生物质最终分析来确定。

7.6.1 吉布斯能最小化算法

对于一个 I 种混合物组成的系统，总吉布斯自由能（G）是

$$G = \sum_i x_i g_i \tag{7-1}$$

式中，x_i 为混合物中某一物质的摩尔数；g_i 为化学势。

$$g_i = g_i^0 + RT\ln a_i \tag{7-2}$$

对于气态物质，活性 a_i 等于分压力 p_i（假设理想状态）

$$a_i = p_i = (x_i/X)P \tag{7-3}$$

式中，X 为气相的总摩尔数；P 为系统的总压力。

凝聚物质的活性假设在纯净的状态下，被定义为一种新的无量纲量（G/RT）：

$$G/RT = \sum_{i=1}^{m} x_i^g[(g^0/RT)_i^g + \ln P + \ln(x_i^g/X)] + \sum_{i=1}^{s} x_i^c(g^0/RT)_i^c \tag{7-4}$$

式中，R 为理想气体常数；上标 g 和 c 分别代表平衡状态下气相和凝聚相。（g^0/RT）作为某种物质的值由下列公式计算：

$$(g^0/RT) = (1/R)[G^0 - H_{298}^0/T + \Delta_f H_{298}^0/RT] \tag{7-5}$$

式中，上标 o 指的是热力学标准状态，下标 298 是指参照温度（25℃ = 298.15 K），下标 f 表示元素在标准状态下形成化合物，各物质之间的质量平衡可以写成：

$$\sum_{i=1}^{m} a_{ij}^g x_i^g + \sum_{i=1}^{s} a_{ij}^c x_j^c = b_j \mid (j = 1,2,\cdots,l) \tag{7-6}$$

式中，A_{ij}为第 i 个物质分子中的第 j 个元素的原子数；b_j 为第 j 个元素的总摩尔数，l 为元素总数。

该方法涉及在质量平衡关系条件下寻找系统的最小吉布斯自由能（或等价于式（7-6）给出的 G/RT）。拉格朗日的未定系数法可以用来解这个方程组。

7.7　模拟结果

7.7.1　仿真结果的趋势（平衡模式）

7.7.1.1　气体净产量（见图 7-1）

对于所有生物质混合物，气体净产量随空气比增加而增加，但是，温度从 700℃ 升至 1000℃ 并不影响燃气率。对于混有木屑（比其他两种生物质具有更高的含碳量）的生物质混合物来说，气体产量略微随着木屑在混合物中的比例降低而降低。然而，对于稻壳和竹屑的混合物，气体的产率几乎是和该混合物的组分无关。

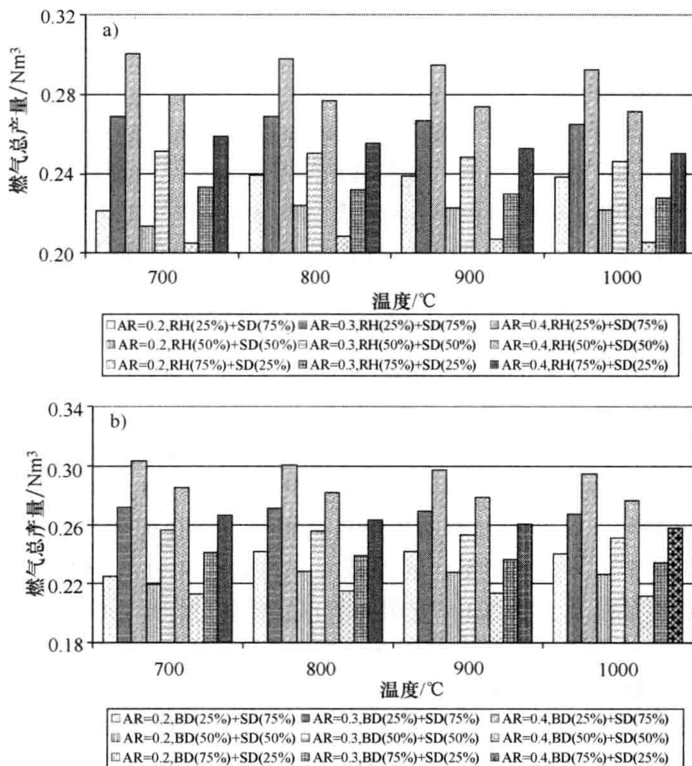


图 7-1　生物质混合物气化模拟结果（基准：100g 生物质混合物）。不同生物质混合物燃气总产量随空气比和温度变化（来源于参考文献［7］，转自国际能源与环境基金会，Al-Najaf，伊拉克）

a）稻壳和木屑混合物　b）竹屑和木屑混合物

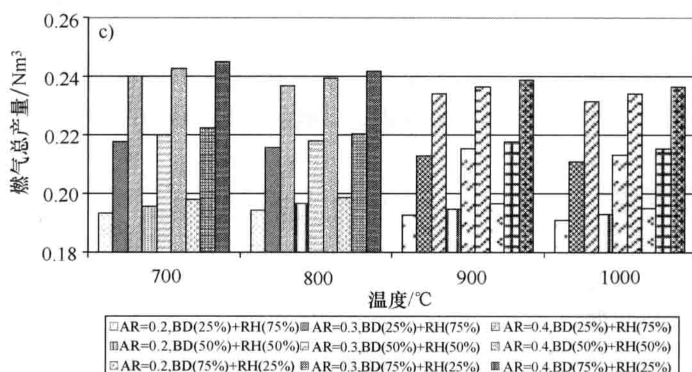


图 7-1　生物质混合物气化模拟结果（基准：100g 生物质混合物）。不同生物质混合物燃气总产量随空气比和温度变化（来源于参考文献［7］，转自国际能源与环境基金会，Al-Najaf，伊拉克）（续）

c）竹屑和稻壳混合物

7.7.1.2　燃气的氢含量（见图 7-2）

对于给定气化温度，所有生物质混合物燃气里的氢含量随着空气比的降低而降低。对于给定空气比，氢含量随着气化温度的变化并没有一个共同的趋势。对于空气比 0.2，氢含量增加直到 900℃随后开始降低，然而对于空气比 0.3 和 0.4，氢含量随着温度的上升不断降低。并没有特别的趋势可以看出生物质混合成分对氢含量的影响。对于给定的温度和空气比组合，随着混合物组分的改变燃气中氢含量的变化小于 ±10%。即使在不同的生物质的混合物中（稻壳 + 木屑，木屑 + 竹屑，竹屑 + 稻壳），燃气中的氢含量的变化也微不足道。

7.7.1.3　燃气的一氧化碳含量（见图 7-3）

对于给定气化温度，燃气中 CO 的含量随着空气比的降低而降低。这个趋势对所有 9 种混合生物质都一致。对于 9 种混合生物质，燃气中 CO 的含量在固定空气比下随着温度升高而增加。对于含木屑的生物质混合物，在任何空气比和气化温度下，CO 的含量明显高于（25% ~40%）同等条件下含稻壳和竹屑的混合物的量值。此外，含有木屑的生物质混合物其 CO 含量随着木屑含量的降低而降低。这种影响明显是由于木屑碳含量比稻壳和竹屑含量高引起的。

7.7.1.4　燃气的低位热值（LHV）（见图 7-4）

燃气中可燃烧的主要成分是 CO 和 H_2，因此，燃气的低位热值的趋势和 CO、H_2 是如此明显的相似。对于给定的气化温度，LHV 随着空气比的升高而降低；然而，对于给定的空气比，LHV 随着气化温度的升高而升高。对于包括木屑的生物质混合物，其 LHV 在任何空气比和气化温度组合下都比包含稻壳和竹屑混合物的相应值要高。此外，对于木屑的混合物，在任何空气比和温度的组合下 LHV 随着木屑在该混合物中的比例降低而降低。这些趋势和 CO 含量基本上是一样的。

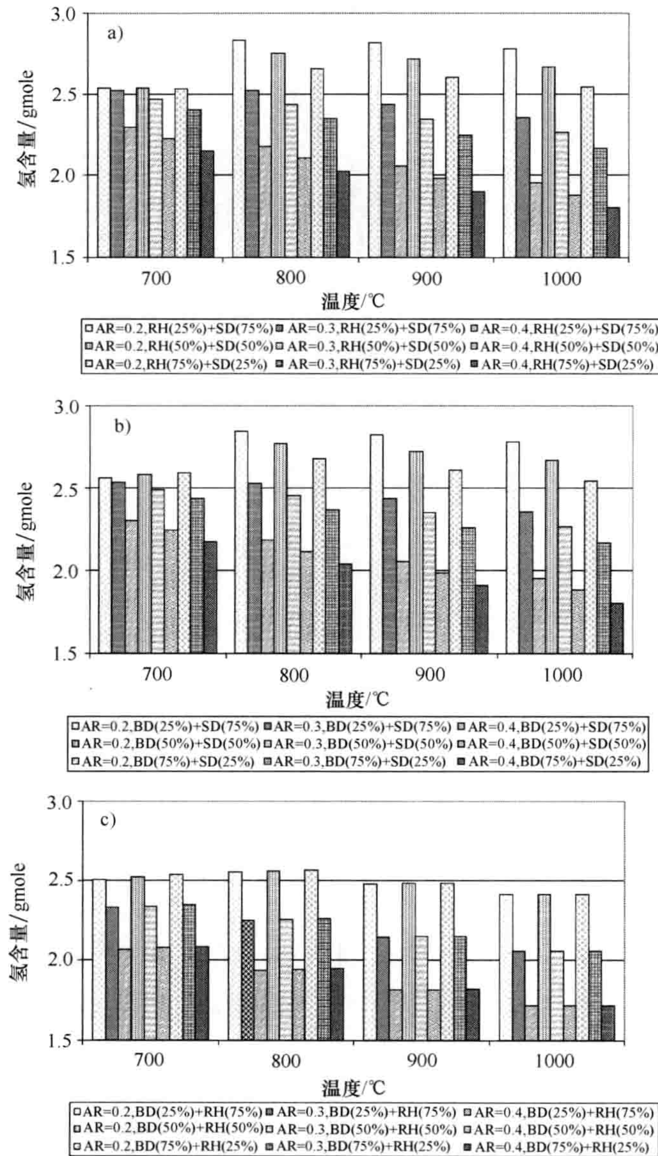


图7-2 生物质混合物气化模拟结果（基准：100g生物质混合物）。不同生物质混合物氢含量随空气比和温度变化（来源于参考文献［7］，转自国际能源与环境基金会，Al-Najaf，伊拉克）

a）稻壳和木屑混合物 b）竹屑和木屑混合物 c）竹屑和稻壳混合物

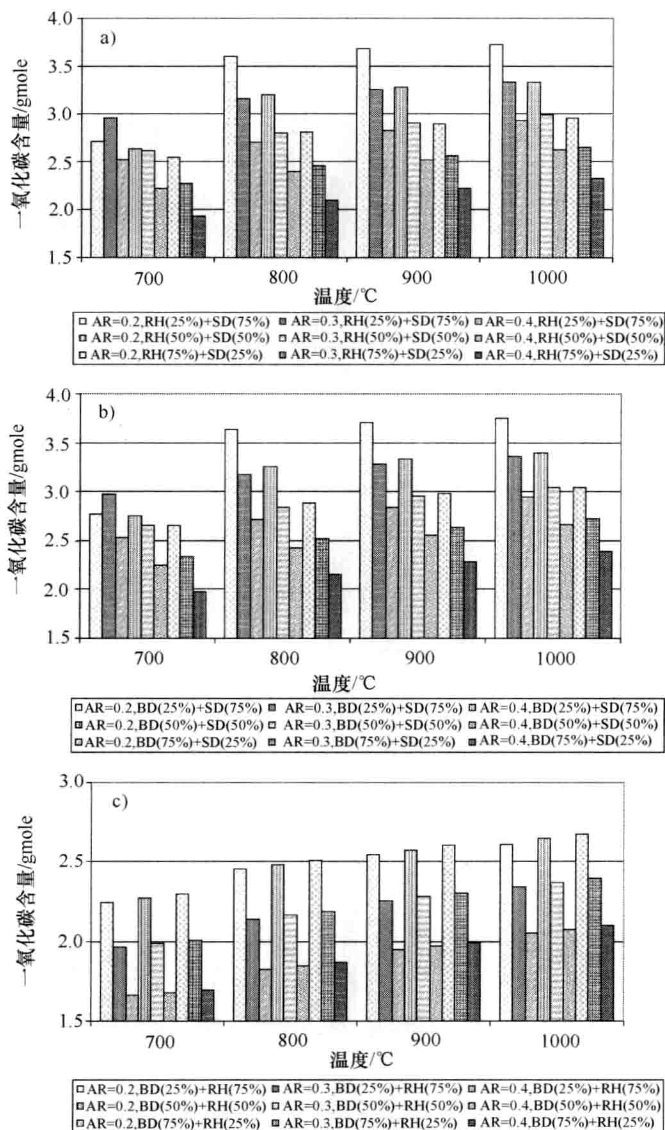


图 7-3 生物质混合物气化模拟结果（基准：100g 生物质混合物）。不同生物质混合物一氧化碳含量随空气比和温度变化（来源于参考文献［7］，转自国际能源与环境基金会，Al-Najaf，伊拉克）

a）稻壳和木屑混合物 b）竹屑和木屑混合物 c）竹屑和稻壳混合物

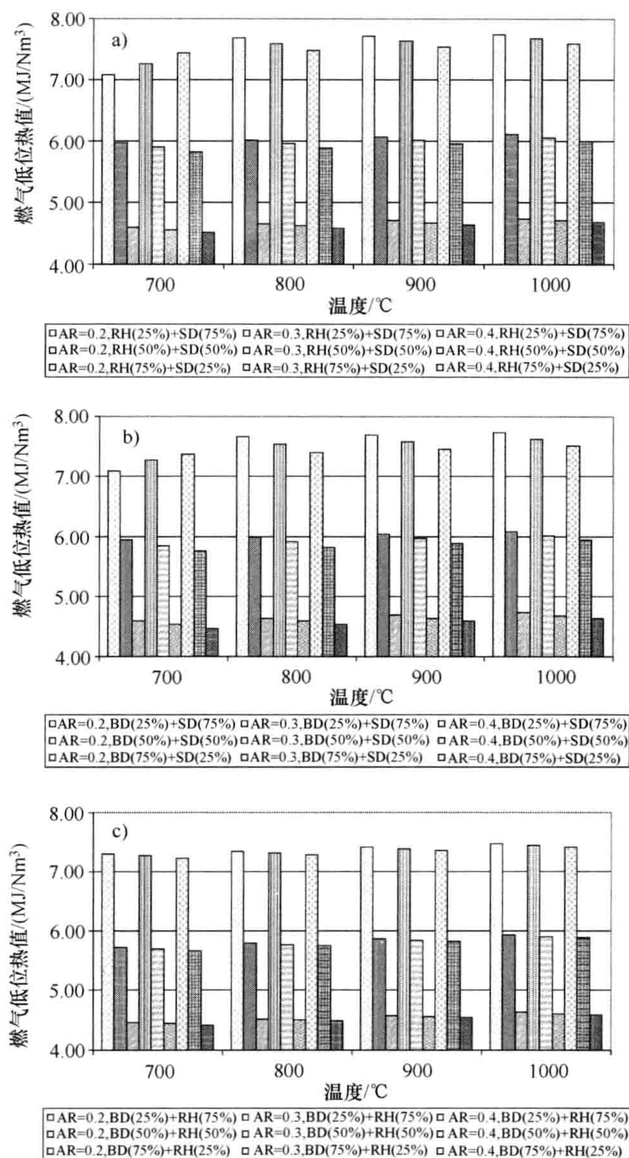


图 7-4 生物质混合物气化模拟结果（基准：100g 生物质混合物）。不同生物质混合物燃气低位热值随空气比和温度变化（来源于参考文献［7］，转自国际能源与环境基金会，Al-Najaf，伊拉克）

a）稻壳和木屑混合物 b）竹屑和木屑混合物 c）竹屑和稻壳混合物

7.7.1.5 燃气净热含量（见表 7-11）

燃气的热含量可从 100g 生物质混合物气化气体净产出（Nm^3）和低位热值（MJ/Nm^3）得到。这种能量本质上来说是燃气发电潜能（通过双燃料或 100% 燃气的内燃

表 7-11 燃气净热能含量（ΔHth，P，kJ）（基准：100 g 总的生物质混合物）

（来源于参考文献[7]，转自国际能源与环境基金会，Al-Najaf，伊拉克）

温度/℃	空气比			温度/℃	空气比			温度/℃	空气比		
	0.2	0.3	0.4		0.2	0.3	0.4		0.2	0.3	0.4
（A）生物质：RH（25%）+ SD（75%）				（A）生物质：BD（25%）+ SD（75%）				（A）生物质：BD（25%）+ RH（75%）			
700	1570	1604	1382	700	1594	1612	1389	700	1411	1244	1069
800	1844	1616	1386	800	1853	1624	1393	800	1427	1249	1071
900	1848	1617	1386	900	1857	1625	1393	900	1428	1249	1071
1000	1848	1617	1386	1000	1857	1625	1392	1000	1428	1249	1071
（B）生物质：RH（50%）+ SD（50%）				（B）生物质：BD（50%）+ SD（50%）				（B）生物质：BD（50%）+ RH（50%）			
700	1548	1481	1275	700	1596	1498	1290	700	1421	1252	1077
800	1702	1491	1278	800	1721	1507	1292	800	1437	1258	1078
900	1704	1491	1278	900	1723	1508	1292	900	1437	1258	1078
1000	1705	1491	1278	1000	1723	1508	1292	1000	1437	1258	1078
（C）生物质：RH（75%）+ SD（25%）				（C）生物质：BD（75%）+ SD（25%）				（C）生物质：BD（75%）+ RH（25%）			
700	1527	1359	1169	700	1569	1384	1190	700	1431	1260	1083
800	1560	1367	1172	800	1588	1391	1192	800	1446	1266	1085
900	1562	1367	1172	900	1590	1391	1192	900	1446	1266	1085
1000	1562	1367	1171	1000	1590	1391	1192	1000	1446	1265	1085

发电机组）。这个参数和LHV显示出相同的趋势。在特定气化温度下，它随着空气比的增加而降低，在特定空气比下，它随着气化温度增高而增加。此外，含有木屑的混合物燃气的热含量更高，而且直接随着混合物中木屑的比例而变化。

7.7.2　半均衡模型的模拟结果与趋势

半均衡模型模拟结果如表7-12所示。和均衡模型相比，两个主要的偏离是显而易见的，原因如下：

1）和平衡条件相比，燃气的净产出和LHV减少了。很明显，这两个参数直接随着碳转化程度而变化。

2）和平衡条件相比，燃气中氢气和一氧化碳的含量也减少了，同样，这两个参数直接随着碳转化程度而变化。

此外，气化净焓变降低，而燃气的热含量随着碳转化率升高增加而增加。

表7-12　生物质混合物半均衡模型的气化模拟结果（碳不完全转化；基准：100g生物质混合物）（来源于参考文献［7］，转自国际能源与环境基金会，Al-Najaf，伊拉克）

CC（%）	H_2摩尔	CO摩尔	ΔH/kJ	产气量/Nm^3	LHV/（MJ/N m^3）	$ΔH_P$/kJ
（A）生物质混合物：RH（50%）+SD（50%）						
60	1.36	0.91	−800.83	0.19	3.42	647
70	1.69	1.33	−743.78	0.21	4.17	858
80	1.97	1.79	−685.35	0.22	4.82	1069
（B）生物质混合物：BD（50%）+RH（50%）						
60	1.19	0.67	−814.7	0.16	3.28	530
70	1.51	0.99	−767.87	0.18	4.02	712
80	1.79	1.35	−730.35	0.19	4.67	894
（C）生物质混合物：BD（50%）+SD（50%）						
60	1.33	0.9	−832.36	0.19	3.32	636
70	1.67	1.33	−775.67	0.21	4.09	854
80	1.97	1.8	−728.28	0.23	4.76	1072

注：CC—碳转化率，LHV—低位热值，ΔH—生物质气化过程中净焓变化，ΔHth，P—发电可用净热能。

7.8　讨论

我们模拟的主要结果是生物质混合物气化燃气的数量和质量具有很高的潜力应用于双燃料或者100%燃气发动机发电。这种潜能可以量化如下：如果气化器在空气比为0.3，气化温度为800℃时，每秒消耗100g（相当于360kg/h总消耗量）50%-50% w/w稻壳和木屑的混合物，在气化系统达到平衡后燃气的最大热量是1491kJ/s或者kWth（见表7-11）。市场上典型的双燃料发动机的发电机组效率约为30%。因此，燃气的最大电功率是1491×0.3=450kW_e。然而，实际上生物质在气化器里的转化是不完全

的。据表7-12推断，根据燃气60%、70%和80%的转化率（在相似的生物量消耗率100g/s或360kg/h），净热能是647kW$_{th}$、858kW$_{th}$和1069kW$_{th}$。在发动机发电机组30%效率的情况下，该燃气的净产电量是190kW$_e$、255kW$_e$和320kW$_e$。这些数字也有利于计算具体的生物质发电消耗。例如，对于50%-50% w/w稻壳和木屑的混合物，最小可能的单位燃料消耗（总平衡条件下）为360/450=0.8kg/kWh。这个消耗和碳转化成反比。对于60%、70%和80%的碳转化率，典型的生物质混合物消耗量分别是360/190、360/255和360/320，也就是1.89kg/kWh、1.41kg/kWh和1.13kg/kWh。然而应当指出，这些计算中不包括回收未转化的生物质，例如循环流化床气化器。如果考虑进去，可以降低对新鲜生物质的需求。

文献中报道的单位燃料消耗值高于本研究中的计算值±(5%~20%)。对于稻壳单独气化，Lv等[21]报道的碳转化率范围在0.7~0.9，而Mansaray等[22]曾报道的值略低0.6~0.8。Yin等[29]曾报道发电装机容量为800kW或更高的稻壳气化炉具体的燃料消耗为1.7~1.9kg/kWh，对于小容量机组（约200kW），据报道单位燃料消耗量高达3.5kg/kWh。Mansaray等[22]所报道的单位燃料消耗值在相同的范围（1.91kg/kWh）。应当指出，除了气化器中整体的碳转化率之外，单位燃料消耗量也取决于气化器、双燃料或100%燃气发动机和发电机组的整体效率。这些效率的典型值分别是55%、33%和88%[16]。Kapur等[16]给出了下面的公式来估算双燃料发动机与发电机组利用稻壳气化发电的单位燃料消耗。

$$Q_h = \left[\frac{1/DF - (1 - RF)}{\eta_g \times CV_h \times \eta_d \times \eta_a}\right] \times 3.6 \tag{7-7}$$

式中，DF为降额因子；RF为柴油替代因子；CV_h为稻壳的热值；η_d为柴油发动机的效率；η_a为双燃料发动机效率；η_g为气化效率。

各个因子的代表值为，由kapur等给出[16]，$DF = 0.75$，$RF = 0.7$，$CV_h = 13.4\text{MJ/kg}$，$\eta_g = 0.55$，$\eta_d = 0.33$和$\eta_a = 0.875$，Q_h的计算值为1.74kg/kWh。单位燃料消耗量还取决于气化炉的容量和电厂负荷因子。据Nouni等报道[26]，对于容量20~40kWe的下沉式固定床气化炉，无论是采用双燃料还是燃气发动机，电厂负荷因子在50%~75%之间，其单位燃料消耗量在1.1~1.68kg/kWh。应当指出的是，除了上面提到的各种因素之外，“经济规模”是另一种主导确定单位燃料消耗量的因素。对于30MWe或更高的大型气化炉（循环流化床型），单位燃料消耗量（无论是拆卸木材或清洁的木材）可低至0.9kg/kWh[11]。

另一个重要因素是气化过程的焓变净额（或气化释放的能量）。部分能量被气化系统本身吸收，部分由燃气携带出了气化器。被吸收的热量可以维持气化器的温度。此外，燃气中的热量可以通过各种途径回收，比如预热气化空气或干燥生物质原料。

从表7-11可以看出，燃气的热能含量在800℃后基本上保持不变。因此，第一印象似乎是气化器在较高温度下（900℃或1000℃）操作，可能无法获得额外的好处。然而，对于流化床系统生物质在其中的停留时间是有限的，较高的气化温度可以提高单次生物质的转化。另一方面空气比对气化过程具有较高的影响。对于所有生物质混

合物，研究发现空气比从 0.2 上升到 0.4，燃气的热含量可以减少 30% ~40%。这个结果指出较低的空气比有助于气化炉有更好的表现，但还必须考虑到即使空气比 0.2 达到总平衡条件下碳的不完全转化。这种作用对含木屑的生物质混合物更加明显，其比稻壳和竹屑有更高的碳含量。

利用含有木屑的生物质混合物的气化炉具有更高的发电能力。在所有 9 种生物质混合物中，含有较高比例稻壳的生物质混合物的发电最少。这种结果显然归因于稻壳较高的含灰量。

7.9　结论

在本章的第一部分，介绍了现代化的印度电力部门的概况。印度经济的快速增长，伴随着工业和农业部门的发展以及快速的城市化导致能源需求不断增加，越来越担忧温室气体排放导致的气候变化，迫切需要寻求替代能源和可再生能源。在各种可再生能源中，像印度这样以农业经济为基础的发展中国家，生物质气化具有特殊的重要性。印度具有广阔的生物质储量，具有 20GW 的发电潜力，通过分布式发电将在印度农村的电气化过程中起到至关重要的作用，并且通过电网的互动能力可以减少高峰时段的电力短缺问题。有效利用这一资源将不仅有助于建立包容性和可持续的新经济，而且还有助于减少温室气体排放和气候变化的风险。过去 30 年以来，印度政府通过特殊政策、财政奖励和推广计划来推进可再生能源系统的实施，取得了值得称道的成功，发电装机总容量超过 18GW。尽管有这些努力，仍然有巨量的生物质资源没有得到充分利用。导致这一结果的主要原因是技术的发展和适应，创新指导和扩大规模的战略和现场实施。印度的可再生能源计划还有很长的路要走。以下建议可以有效提高生物质能利用[5,6]：①建立标准的设计指南、性能测试和认证标准；②通过气化炉生产厂家制定“能源技术包”，包括不同容量气化炉的制造、安装、操作和维护；③固定补贴以及气化炉所需的营运资金补贴；④随着电厂的负载率提高气化炉的产能利用率；⑤在非政府组织和社区组织的帮助下建立当地的能源服务公司（ESCO）；⑥采取额外措施降低成本，如直接从村民手里购买生物质以及气化发电信息的推广和宣传。

在本章的第二部分，根据我们的工作给出了利用印度东北部各州常见的生物质进行生物质混合的可行性，例如以稻壳、竹屑和木屑作为燃料的生物质气化炉用于分布式发电。模拟结果揭示了气化炉的性能与运行参数的有趣趋势，如空气比、气化温度和生物质混合物组分。对于所有生物质混合物，最佳空气比约为 0.3，最佳气化温度为 800℃。在总平衡条件下，以及发动机发电机组效率为 30% 的情况下，最少燃料消耗量可能是 0.8kg/kWh。这个参数表示了气化炉中碳转化率（后者氧化）达到的程度和相互作用，而这又取决于气化器中的空气比，生物质的气化温度和停留时间。对于低碳转化率（60% 左右），单位燃料消耗量可能高达 1.5kg/kWh。整体而言，这个研究证实了通过生物质和竹屑以不同比例混合代替单一生物质（稻壳或木屑）用于分布式发电的气化过程的性能基本上保持不变。很明显，此特点增加了不同地点不同操作条件下气化炉操作的灵活性。

参考文献

1. Akshay U (2010) Ministry of new and renewable energy, New Delhi. Available online at: http://mnre.gov.in. Nov–Dec 2010
2. Bale CW, Chartrand P, Degterov SA, Eriksson G, Hack K, Mahfoud K, Melancon J, Pelton AD, Petersen S (2002) Factsage thermochemical software and databases. Calphad 26(2):189–228
3. Bharadwaj A (2002) Gasification and combustion technologies of agro–residues and their application to rural electric power systems in India. Ph.D. Dissertation, Carnegie Mellon University, Pittsburgh, USA
4. Biomass atlas of India, Combustion gasification and propulsion laboratory, Indian Institute of Science, Bangalore. http://cgpl.iisc.ernet.in. Accessed Jan 2011
5. Buragohain B, Mahanta P, Moholkar VS (2010) Biomass gasification for decentralized power generation: the Indian perspective. Renewable Sustainable Energy Rev 14(1):73–92
6. Buragohain B, Mahanta P, Moholkar VS (2010) Thermodynamic optimization of biomass gasification for decentralized power generation and Fischer–Tropsch synthesis. Energy 35:2557–2579
7. Buragohain B, Mahanta P, Moholkar VS (2011) Investigations in gasification of biomass mixtures using thermodynamic equilibrium and semi–equilibrium models. Int J Energy Environ 2(3):551–578
8. Central electricity authority, Ministry of power, Government of India. http://www.cea.nic.in. Accessed Jan 2011
9. Desrosiers R (1981) Thermodynamics of gas-char reactions. In: Reed TB (ed) Biomass gasification—principles and technology. Noyes Data Corporation, Park Ridge
10. Eriksson G (1975) Thermodynamic studies of high temperature equilibria–XII: SOLGAMIX, a computer program for calculation of equilibrium composition in multiphase systems. Chem Script 8:100–103
11. Faaij A, van Ree R, Waldheim L, Olsson E, Oudhuis A, van Wijk A, Daey–Ouwens C, Turkenburg W (1997) Gasification of biomass wastes and residues for electricity production. Biomass Bioenergy 12:387–407
12. FactWeb. http://www.factsage.com. Accessed Nov 2009
13. Ghosh D, Sagar A, Kishore VVN (2004) Scaling up biomass gasifier use: applications, barriers and interventions paper no. 103 (climate change series). World Bank Environment Department, Washington
14. Gumz W (1950) Gas producers and blast furnaces: theory and methods of calculations. Wiley, New York
15. Integrated energy policy: report of the expert committee. Planning commission, Government of India, New Delhi. Available online at: http://planningcommission.nic.in/reports. Aug 2006
16. Kapur T, Kandpal TC, Garg HP (1998) Electricity generation from rice husk in Indian rice mills: potential and financial viability. Biomass Bioenergy 14:573–583
17. Kersten SRA (2002) Biomass gasification in circulating fluidized beds. Ph.D. Dissertation, Twente University Press, Enschede, The Netherlands
18. Li X (2002) Biomass gasification in circulating fluidized bed. Ph.D. Dissertation, University of British Columbia, Vancouver, Canada
19. Li X, Grace JR, Watkinson AP, Lim CJ, Ergudenler A (2001) Equilibrium modeling of gasification: a free energy minimization approach and its application to a circulating fluidized bed coal gasifier. Fuel 80:195–207
20. List of countries by electricity consumption. Wikipedia, http://en.wikipedia.org/w/

index.php?oldid=412694038. Accessed Jan 2011
21. Lv PM, Xiong ZH, Chang J, Wu CZ, Chen Y, Zhu JX (2004) An experimental study on biomass air–steam gasification in a fluidized bed. Bioresour Technol 95:95–101
22. Mansaray KG, Ghaly AE, Al–Taweel AM, Hamdullahpur F, Ugursal VI (1999) Air gasification of rice husk in a dual distributor type fluidized bed reactor. Biomass Bioenergy 17:315–332
23. McKendry P (2002) Energy production from biomass (part 3): gasification technologies. Bioresour Technol 83:55–63
24. Meshram JR, Mohan S (2007) Biomass power and its role in distributed power generation in India. In: 25 years of renewable energy in India, Ministry of new and renewable energy, New Delhi, pp 109–134
25. Ministry of power, Government of India, New Delhi. http://powermin.nic.in. Accessed Jan 2011
26. Nouni MR, Mullick SC, Kandpal TC (2007) Biomass gasifier projects for decentralized power generation in India: a financial evaluation. Energy Policy 35:373–1385
27. Nouni MR, Mullick SC, Kandpal TC (2008) Providing electricity access to remote areas in rural India: An approach towards identifying potential areas for decentralized power supply. Renewable Sustainable Energy Rev 12:1187–1220
28. Renewable energy in India: progress, vision and strategy. Paper presented by ministry of new and renewable energy at Delhi international renewable energy conference (DIREC), New Delhi. Available online at: http://mnre.gov.in. Oct 2010
29. Yin XL, Wu CZ, Zheng SP, Chen Y (2002) Design and operation of a CFB gasification and power generation system for rice husk. Biomass Bioenergy 23:181–187

第8章　不确定情况下城市生活垃圾热电联产的投资决策

Athanasios Tolis, Athanasios Rentizelas, Konstantin Aravossis, Ilias Tatsiopoulos

摘要：城市生活垃圾（MSW）的处理对所有国家来说都是个越来越严重的问题。发达国家面临着人均生活垃圾处理量巨大的问题，迫使他们急需发展新技术和系统来应对这一问题。另一方面，发展中国家以及经济处于转型期的国家虽然人均产生的城市生活垃圾较少，但是增长速度很快，且现有的处理技术没有发达国家先进，因此，这些国家可以采用发达国家的固废处理技术，从而从中获益。发达经济体城市生活垃圾处理的一个方向是废弃物能源回收利用，这种技术的优势有：能够显著减少垃圾填埋量；减少温室气体的总排放；余热可用于发电或者热电联产。本章对比研究了以垃圾为燃料的几种最先进的热电联产技术，重点评估了它们的经济效益。本章应用了一种基于实物期权的算法来评价4种垃圾能量回收技术：①焚烧；②气化；③采用管道系统开采填埋沼气；④厌氧分解。在以填埋作为基准的情况下，确定了财务上的主要收益项目，并按照财务收益率分析了温室气体排放交易的影响。通过大多数发展中国家的清洁发展机制（CDM），温室气体交易系统提供了一个投资环境友好型垃圾能源回收技术的时机。研究结果表明热电联产技术比单独的电力生产有优势。焚烧技术被证明是那些技术中最具吸引力的，主要由于焚烧技术具有较高的电力生产效率、低投资成本和低排放率。尽管垃圾焚烧发电技术的这些特点在一段时间内不会有太大的变化，但是那些应急的或者不能取消的投资决策还需要在热电的价格和 CO_2 排放的配额下重新评价。

8.1　引言

城市生活垃圾处置是一个世界性的难题，而且发展中国家和经济转型国家与发达国家的垃圾处理现状有很大的不同。发达国家面临着人均生活垃圾处理量巨大的问题，这迫使他们急需发展新技术和系统来应对这一问题。另一方面，发展中国家以及经济处于转型期的国家虽然人均产生的生活垃圾较少，但是增长速度很快，并且他们现有的处理技术没有发达国家先进。因此，这些国家可以采用发达国家的固废处理技术并从中获益。对每个国家来说，合适的生活垃圾处理技术的应用是构成可持续发展以及环境友好发展的重要一环。规划中和运行中的垃圾处理项目面临的最重要的问题包括社会对垃圾处理接纳程度、经济效率、组织方面的事项以及水源、土壤和空气的

污染等。

在世界范围内已经实施了很多垃圾处置方面的政策，比如根据垃圾是否对环境友好的特性，将垃圾进行回收、堆肥和低焙处置。尽管这些手段都被证明有较好的环境效益，但是在人口密度和垃圾产生速度都很大的大城市，并没有多少证据来证明这些措施能被人们所接纳并是行之有效的。另一方面，环保专家认为如果不进行能量回收利用的话，那些预期设定的废弃物利用率的目标将永远达不到[22]。从废弃物中进行能量回收有如下几个优势：大大减少了用于填埋的废弃物量；减少了温室气体的总排放；其潜在的热量可用于发电和热电联产。废弃物存在于所有国家、社会和群体。这意味着，如果废弃物能用于发电和产热，特别对那些发展中国家中还没有并入电网的地区来说，这一应用将会大大改善他们的生活条件，使他们获益匪浅。

最近出现了一些创新性的废弃物能源化（WtE）技术。与之前一些成熟的 WtE 技术相比，新技术展现了一些引人关注的特性。但是，投资于这些创新技术的风险可能会导致由私人基金资助的类似工程的延期，除非能保证一个更安全的财务状况。此外，环境政策的干预可能会改变相应的法律地位，从而进一步增加了未来战略决策制定的不确定性和复杂性。

由于废弃物的流通和发酵，废弃物管理与全球性巨大的碳排放问题息息相关。《京都议定书》和欧盟相关指令促进了很多碳减排手段的产生，碳排放交易市场就是其中之一。在碳排放交易市场，高碳排放企业应该为他们的生产活动付一定的罚金，除非他们采取一些措施来减少碳排放，或选择在另外一个国家减少碳排放。已建立的清洁发展机制（CDM）允许附件所列缔约方（发达国家）在减少碳排放上有一些灵活性，他们可以通过在发展中国家做一些环境友好型的投资来实现减少碳排放。在这一框架内，由 CDM 提供资金允许在发展中国家进行环境友好的废弃物处置的投资，从而确保这些项目额外的收益回报。

由于二氧化碳配额交易的市场刚刚建立，因此它们相应的价格走向很不稳定。售电价格同电力需求一样也很不稳定。而且，燃料的价格可能会在能源市场引起额外的不确定性：一方面它们构成成本因素波动，另一方面它们可能会引起热电联产项目收入的波动，因为热生产中的收益依赖于化石燃料的价格的波动。通过更换常规的国内锅炉（燃油或天然气的），热电联产企业会产生一些二氧化碳配额而增加额外收益，它们的经济状况就与波动的二氧化碳配额的价格相联系，从而也引入了更多的不确定性。从上述原理中可以看出，传统的投资分析中即时和不可逆的决策在能源市场不再是最优的了。最优投资项次应该是在多重不确定性下评价。项目规划不仅应该着眼于考虑到的物流和产品，还应该注重战略决策，比如收益最好的能量转化方法的选择、二氧化碳减排的措施以及最佳的投资时机等。

在传统的贴现现金流（DCF）方法的框架内，很多参数，如能源产品的价格、燃料价格和贴现因子（也就是利率）经常在整个项目期都视为常数。在实物期权概念引进的 20 年内，决策程序深受其影响。现代商务计划可以获得与时间有关的特征，可以在时间上最大程度地优化流程。在废弃物能源化市场的最优决策也许不会受限于

技术，但由于多变的财务条件及燃料、电力、二氧化碳配额的价格的波动，最优决策可能会因此受限于投资时间。

现在研究的重点是高人口密度大城市中日益增加的垃圾处理量。本案例研究的城市是希腊雅典。虽然事实上希腊属于发达国家，但它的废弃物处置还是以填埋为主，废弃物回收和能量回收都较低，这与欧洲的其他大部分国家不同。因此，本次研究的结果可能与那些以垃圾填埋为主要方式的发展中国家和新兴市场国家有相似之处。

本章研究的范围是从经济学的角度比较四种有竞争力的基于城市生活垃圾（MSW）的热电联产（CHP）方法：①焚烧；②气化；③采用管道系统开采填埋沼气；④厌氧分解。研究重点在于分析成本结构和认识温室气体交易在城市生活垃圾-热电联产（MSW-CHP）项目中的影响。以垃圾全部用于填埋这种情况作为比较的基准。研究的目标是确定各种技术的最优投资时间，以及找出这些有竞争力的技术中最有前景的技术。

本章的结构安排如下所示：8.2 节，文献综述；8.3 节，对提供的案例进行说明以及一些关于随时间变化的热电联产投资的数学公式；8.4 节，对模型和参数进行描述说明；8.5 节，模型的结果和分析；8.6 节，根据假设的随时间变化的固废价格曲线对模型的敏感性研究；最后，8.7 节为研究结果的总结。

8.2 研究现状

8.2.1 发展中国家和新兴经济体国家的垃圾处置现状

目前发展中国家研究人员在垃圾处置方面已做了很多研究。虽然每个国家都有自己特殊的国情，但是研究发现大部分发展中国家的废弃物处置体系都缺乏合适的基础设施，从而导致垃圾的收集率低和环境危害。由参考文献［28］可知，发展中国家的垃圾处置存在如下一些问题：极其低效的废弃物收集；有限资源的限制导致服务水平参差不齐；环境控制系统不足；公众的环保意识差，乱倾倒、乱抛垃圾的现象严重。Parrot 等[30]研究了喀麦隆首都雅温得的垃圾处置现状。在雅温得垃圾处置系统所呈现的特征是，最基本的基础设施不足；人口高增长率和由此导致的高垃圾增长量；超低的垃圾回收利用率，据报道其值仅约为 5%；垃圾堆放而不进行其他处理。令人关注的是，雅温得的垃圾收集率仅为 40%，较喀麦隆的大多数邻国都要低。Troschinetz 和 Mihelcic[39]对 23 个发展中国家的研究表明，其垃圾的回收率仅在 5% ~40% 之间。城市生活垃圾的生成和收益的关系随一个国家发展阶段的变化而变化。但一个国家高速发展时，它的垃圾产生量也会相应增长。相反的，对中等收入和高收入国家而言其相关性就要弱一些，而在最富裕的那些国家垃圾的产生量在逐步减少[24]。

清洁发展机制（CDM）已经在发展中国家用于资助生活垃圾处置的项目。由参考文献［41］的研究可知，已有 119 个垃圾处置项目的能量回收在 CDM 的机制内进行审核，其中 88 个项目是向电网联网供电的。此外，他们还指出了在印度垃圾填埋的标准非常低，有待提高。同样地，Barton 等[3]研究了通过 CDM 机制在发展中国家

资助垃圾处置项目的选择性问题。他们评价了几种垃圾处理方法，如填埋（被动式通风，捕获气体进行燃烧）、厌氧堆肥，或者是两种能量转化方式的联合：填埋气发电和堆肥以及厌氧分解联合发电等这几种方法对温室气体减排的效果。他们总结指出，对发展中国家正在发展的 CDM 项目来说，这是一个吸引投资、提高垃圾处置基础设施的巨大机会。垃圾的能源开发在参考文献［7，9，23］中已经进行过研究，但这些研究主要针对那些没有足够的空间来进行填埋的区域，比如 Kathirvale 等[19]对马来西亚相关的研究。

8.2.2 废弃物能源化技术

高效率和低排放是电力生产技术创新的主要目标。与成熟的旧技术相比，这些是新兴技术的优点。本章将研究四种不同的技术：①城市生活垃圾焚烧技术；②气化技术；③填埋沼气（LFG）的管道开采技术；④厌氧分解技术。此外，本章将比较两种能源产品的情况：①只进行电力生产；②热电联产。以雅典作为研究案例来看，区域供热设施对雅典来说并不合适，而本章将说明热电联产会比纯粹的电力生产存在更多的潜在优势。为此，假设已经安装了一个合适的区域供热或供冷设施，以及一个用于分拣可回收和不可回固体废弃物的垃圾预分选设备。

焚烧可能是最古老的废弃物再生能源技术。新建的焚烧发电项目比旧式的效率更高：德国 MKW 不来梅港的垃圾焚烧发电厂效率为 30.5%，德国 EVI 拉尔市为 34.5%，荷兰 AEC 阿姆斯特丹为 34.5%，AZM 穆尔代克为 32.5%。热电联产的情况下，净电效率在接近于 23% 的同时热效率大约为 45%，这种情况采用背压式汽轮机在技术上是可行的。现在普遍的垃圾焚烧技术是采用活动炉排来焚烧处理未经过预处理的大容量的固体废弃物垃圾。这种类型的技术是使垃圾在单级炉膛中进行大尺度燃烧，使其完全燃烧和氧化[42]。在这种所谓的集中式焚烧焚化炉（MBI）中，热能通过蒸汽式涡轮发电机转化为电能。在热电联产的情况下，余热回收可用于区域供热、供热水等[29]。

垃圾气化技术理论上发电效率大概在 27%，产热效率大概在 24%[26]。这表明垃圾气化技术可以在固废处置领域与焚烧进行竞争。然而实际上，垃圾气化技术还并不成熟，只是最近在一些垃圾再生能源方面有所应用。在大型系统中，联合循环燃气轮机也许能提高发电效率，但是同时这也可能降低蒸汽的余热温度。因此，垃圾气化技术的产热要比垃圾焚烧低得多。此外，一些欧洲的相关设施也面临着一些技术性难题，同时日本相关设备的平均发电效率还不足 10%[12]。据报道，德国的卡尔斯鲁厄的热分选-气化项目（Thermoselect Project）[15]即使在最优的情况下（假设未来应用了更高效的汽轮机），它每吨垃圾的发电量才 0.56MW_{el}。这表明垃圾气化技术 20% 左右的发电效率还需在实践中得到证明。

生活垃圾中的有机成分可经过消解产生沼气，生产的沼气可用于发电或热电联产。而沼气开发的投资成本要比上述的热转化技术（焚烧和气化）少得多。对城市有机废弃物来说，厌氧分解然后进行沼气回收是一个不错的选择。在进入沼气发电厂前，需要有一系列的对城市有机废弃物进行收集、分离和预处理的系统[14]。在本案例

的研究中，天然气发动机将采用富含甲烷的气体来发电或热电联产。本案例也同时研究了在厌氧消化情况下假设用多重分散装置来处理整个城市一年生活垃圾产量的情况。

8.2.3 能源投资的最佳时间

由于实物期权理论能处理多个随机变量的不确定性和波动性，所以可用于取代不可逆投资的传统模型。因此，那些潜在的投资者可以根据先进的时间相关准则来选择最感兴趣的投资，并且在需求和价格等随机参数预测的基础上选择最佳的投资时间。在关于实物期权理论的众多研究中，Brennan 和 Schwartz[4]，Dxixit 和 Pindyck[6]，Trigeorgis[37]等所做的研究较为突出。

Fuss 等[8]以及 Laurika 和 Koljonen[21]做了关于联合气候政策干预的不确定性的影响调查以及关于最佳投资时机决策选择的研究。在上述提到的研究中，不确定性条件下的变量有燃料和电力价格、CO_2 配额价格和电力需求量。采用几何布朗运动（Geometric Brownian Motion，GBM）模型来表现这些变量的时间演变。在本章研究中，热能市场也作为一个随机变化因素考虑。这意味着，除了上述提到的变量，由置换传统的锅炉而节约的成本也可以用 GBM 模型来表现，只要是这些节约的成本还依赖于油价的随机映射。另外，根据均值回归过程将利率和通货膨胀率假定为随机变化（stochastically evolving）的。由于这些模型都有布朗差异的正态分布样品的特点，所以它们的随机微分方程（SDE）与 GBM 模型类似[27,35]。然而，通过实际预测，它们的行为是按照英格索兰-罗斯模型（Ingersoll-Ross model）的均值回归[17]。上述提到的随机演化模型的解决方法以欧拉模拟[20]为基础，随后采用蒙特卡洛算法（Monte-Carlo algorithm）[11]算出它的多重解，最后取解的平均值得到最终的预期结果。

8.3 研究方法

8.3.1 案例研究

本章主要研究废弃物能源化（WtE）技术随时间变化的经济效益。因此，在考虑任何“技术-经济”方面的问题之前，需要对城市生活垃圾进行长期的评估，以确保 WtE 项目在整个使用期限内的有效性。本研究案例区域内基本垃圾的定量数据包括雅典的垃圾处理率。目前雅典市的垃圾处理量为 6500 吨/天，并且以大约 3% 的速率增长[1]，而其中仅仅 13% 的垃圾被回收利用。近年来，被回收利用的垃圾所占的比例以每年 1.5% 的速率增长[10]。

为确保垃圾作为一种长期的燃料来源，一小部分的城市垃圾将用于能源开发，可以发展成未来的一种成功的垃圾回收方式。因此就可以假设在整个考察年限（50 年）内，每年有 130 万吨的生活垃圾用于 WtE 项目，假设目前的垃圾回收增长率能保持 50 年。因此，城市生活垃圾的供应率就决定了假想的 WtE 企业的能源产品（电和热）的年产量。如前所述，本章调查研究了四种不同的 WtE 技术：焚烧、气化、填埋沼气的管道开采、厌氧分解。本章研究考虑电力生产和热电联产两种情形。假定有一个预分选设施分选出用于焚烧的生活垃圾中的可回收材料。全部的生活垃圾都用于

填埋这种情况作为对比的基准情况。在填埋这种情况下，排放到空气中的 CH_4 对应于相应的 CO_2 排放当量。

将不确定性引入如下的随机变量中：电价、油价、CO_2 配额价格、利率和通货膨胀率。由于只有当前评估代替了历史时间序列，垃圾价格和运行成本被认为是随通货膨胀率的变化而定的。随机变量的演变用几何布朗运动来表示需要确定统计参数（漂移，波动，相关性）[5]，而统计参数根据最近的历史参数来确定。一个欧拉求解法（Euler solver）和一个蒙特卡洛（Monte-Carlo）模拟的子程序用于求随机微分方程的多重解并加以平均，然后将其用于相关的时距曲线中。通过适当的学习曲线，考虑之前相同技术设施中的经验，同样是以时间函数来计算投资成本[18,34]。上述的预估作为输入量导入到实物期权算法中，然后根据实物期权算法反算项目的净现值（Net Present Value，NPV）。这一过程是一个迭代程序。NPV 的数值计算的步骤将耗时一年，这意味着延迟投资决定的时间将和投资变得更有利可图的时间一样长。因此，项目的 NPV 值的阵列是一个时间的函数。最优方案就是在即将到来的项目决策阶段选择最大的 NPV 值。

8.3.2　问题公式化

过去几十年在电力生产建设上积累的经验主要体现在投资成本上，投资成本可以按照式（8-1）的目标学习曲线表现出来。

$$I_{i,t}=I_{i,0}\left(\frac{GQ_{i,t}}{GQ_{i,0}}\right)^{\log_2(LR_i)}\quad\forall i \tag{8-1}$$

式中，$LR_i=1-b_i\ \forall i$，b_i是技术 i 的一个适当的学习速率；$I_{i,t}$是投资（i）在时间点（t）上的资本成本；$GQ_{i,t}$表示在时间点（t）上技术（i）的总体装机容量。

这个问题包括两个代理程式：

- 一个是其中的燃料、CO_2 配额和电价都遵循 GBM 生成路径的发展中或过渡型的电力市场。描述这个过程的随机微分方程如式（8-2）所示：

$$\mathrm{d}Y_t=\mu(t)\cdot Y_t\mathrm{d}t+D(t,Y_t)\cdot V(t)\mathrm{d}W_t \tag{8-2}$$

在式（8-2）中，Y_t表示随机过程（变量）的矢量；μ（t）表示作为时间（t）的函数的漂移向量；V（t）表示时间（t）的波动向量函数；D（t，Y_t）表示时间（t）的扩散向量函数；$\mathrm{d}W_t$表示布朗运动的向量微分。

这些变量以向量的形式表示，以对应于它们所代表的随机变量。

- 另一个是潜在的 WtE 的投资者，计划从事 WtE 项目。

企业的财政收支按天计算，然后整合每年（z）的运行时间得出年度财务收支。时间微分（dt）的间隔假设为一天。用 MSW 替代传统燃料所产生的 CO_2 配额，计算在年度收入之中。上述提到的经济学术语可用式（8-3）来描述，用式（8-3）可以表示年度收支平衡 $E(z)$：

$$E(z)=P_{\mathrm{el}}\cdot C\int_0^{365}F(t)\mathrm{d}t+P_{\mathrm{th}}\cdot H\cdot\int_0^{365}F_{\mathrm{th}}(t)\mathrm{d}t+\int_0^{365}F_{\mathrm{CO_2}}(t)\mathrm{d}t\ \forall z\in[v+C_{t,i},v+C_{t,i}+O_{t,i}] \tag{8-3}$$

式中，P_{el}和P_{th}分别是计划中的能源转化系统的电容量和热容量；C 和 H 分别是电容量和热容量系数，它们分别是一年内产电和产热的时间与总运行时间的百分比。包含在式（8-3）两个第一积分中的成本项目用欧元/单位能量来表示，从而可以和设备容量（电和热）进行外部相乘。每种技术项目（i）的建造工期和使用寿命分别用$C_{t,i}$和$O_{t,i}$表示，同时v表示投资决定时间。F（t）表示的是电力生产造成的每日资金流的统一代数平衡。在热电联产的情况下，假定国内传统的燃烧器可能会被取代，而产热可通过预先安装的区域供热网进行输送，从而可节省相当可观的燃料开支。因此，式（8-3）中的第二积分就对应于产热销售（F_{th}（t））的收入。显然的，第二积分仅限于热电联产的情况，当只有电力生产时，将忽略这一项。日现金流的统一代数平衡由电力销售收入（f_{el}）减去统一运行支出（MSW 成本f_{MSW}和运行成本f_r）：

$$F(t)=(f_{el}-f_{MSW}-f_r)(t)\quad \forall t\in[0,365],\forall z \tag{8-4}$$

式（8-3）中的F_{CO_2}这一项代表从温室气体排放交易中得到的日收入：

$$F_{CO_2}(t)=f_{CO_2}(t)\cdot Ef\cdot Q_{MSW}(t)\quad \forall t\in[0,365],\forall z \tag{8-5}$$

式中，F_{CO_2}（t）表示每天 CO_2 配额的价格，由式（8-2）模拟得出（见图 8-2）；$Q_{MSW}(t)$表示每天的 MSW 供应率，本章该值为1300000t/年（相当于3560t/天）。时间的微分间隔为一天。使用的排放因子 Ef 在 8.4.1 节的式（8-8）中有详细描述。结合式（8-3）、式（8-4）、式（8-5）可得式（8-6）：

$$\begin{aligned}E(z) &= P_{el}\cdot C\int_0^{365}(f_{el}-f_{MSW}-f_r)(t)\,dt+P_{th}\cdot H\cdot\int_0^{365}F_{th}(t)\,dt\\&+\int_0^{365}f_{CO_2}(t)\cdot|Ef|\cdot\dot{Q}_{MSW}(t)\,dt\quad \forall z\in[v+C_{t,i},v+C_{t,i}+O_{t,i}]\end{aligned}\tag{8-6}$$

积分中的成本项目表示随机变量（MSW 的价格和电价以及热生产收入）的演化，这种演化是由随机微分方程式（8-2）内源模拟生成的。特别是对热生产收入$F_{th}(t)$来说，假定一个有吸引力的定价策略已被采纳（相当于每单位能量所需的燃料油价格的75%）。基于 MSW 的区域供热在国内热能市场的顺利普及的紧迫性和社会对这种方法的接纳程度可以证明上述定价策略的假设。

式（8-6）的年度积分是用虚价给出的，之后采用由式（8-2）的随机微分方程的平均值回复模拟的随机变化利率，将虚价进一步转换成现值（PV）。最后通过总结现值的资金流得出净现值。上述过程的描述如式（8-7）所示：

$$NPV_{i,v}=\sum_{z=v+C_t}^{v+C_t+O_t}\left[\frac{E(z)}{(1+r_z)^z}\right]-I_{i,v} \tag{8-7}$$

式中，（$I_{i,v}$）表示投资（i）在时间点 v 上的资本成本，采用式（8-1）计算；r_z 表示随机利率。

值得注意的是，为了得到净现值（NPV）的结果，随机利率采用年平均值。整个过程采用年（v）迭代的方式来确定 15 年内的最佳投资时间点。当项目的净现值（$NPV_{i,v}$）达到最大值时的年份（v）和技术（i）即为最佳选择。

8.4　数值算法的设置

8.4.1　模型的数据输入

电力实际载荷和系统边际电价（SMP）的历史数据是从希腊输电系统运营商（Hellenic Transmission System Operator）处获得的[16]。历史数据在 2001～2009 年期间是以每小时为基准的，但是最终采用的是日平均值。通货膨胀和中央银行利率的历史数据是从希腊统计服务（Hellenic Statistical Service）处获得的[10]。CO_2 配额价格在点碳公司（Point Carbon）查到[31]，燃油价格从希腊发展委员会（Greek Ministry of Development）处获得[13]。

不可回收的垃圾用于热转化的净热值假设为 10GJ/t MSW 或 2.8MW_{th}/t MSW[32]，并且假设其值保持不变。完整的技术经济输入值的设置如表 8-1 所示。每年的垃圾产量为 1300000 吨，根据已有记录的单位垃圾的电效率和热效率，如参考文献［12、15、26］所示，垃圾的数量值决定了每种技术的生产功率。投资和运行成本（或者是运行和固定成本）可检索参考文献［38］得到。

CO_2 减排系数的计算是假设用 WtE 技术代替填埋（基准法案）来处理所有的固废。通过考虑传统的电力生产设备的更换和 CO_2 减排系数来计算 CO_2 的减排量，另外还考虑传统的化石燃料热生产设备的更换。能量转化过程中的 CO_2 排放是唯一可以确定的污染源。这一原理可由式（8-8）进行分析，减排系数见表 8-2。

$$Ef = -e \cdot Ef_e - h \cdot Ef_h + Ef_p - Ef_{lf} \tag{8-8}$$

式中，e 和 h 分别表示单位燃料的发电量和发热量；Ef_e 和 Ef_h 分别代表由于火电生产和热生产设备的更换而造成的减排量。该过程和填埋过程的 CO_2 排放量分别由 Ef_p 和 Ef_{lf}表示。

上面计算的排放系数 Ef 可用于计算温室气体交易收入的年度积分（式（8-5）和式（8-6）中）。式（8-8）中变量的符号、单位和数值如表 8-2 所示。

Ef_e 和 Ef_h 的值参考 Rentizelas 等的研究[33]；e、h 和 Ef_p 的值是通过处理 Gohlke[12]、Hesseling[15]、Moller 等[25]、Murphy 和 McKeogh[26] 及 Papageorgiou 等[29] 所报道的相关数据而得到；Ef_{lf}的值来自 Tuhkanen 等的研究[40]。

8.4.2　随机分析

图 8-1 为 MSW 和燃油的价格随时间变化的模拟结果，图 8-2 为 CO_2 配额价格和电价的模拟预测曲线图。

代表相关参数的随机微分方程采用欧拉法（Euler solver）求解。基于之前已有的数据和布朗差异（噪声）的正态分布的各个样品，采用蒙特卡洛算法（Monte-Carlo algorithm）来产生多个结果。这些结果进一步进行平均，从而可以减少不相关因素的干扰。从随机微分方程的解中可以看出，渐增的处置费（gate fee）可能是符合预期的；同时另一方面油价和电价的演变是均值回复的，尽管它们是采用几何布朗运动（GBM）模型，这与之前相关的研究[2]是相符的。CO_2 配额价格建立在近期的数据基

表 8-1　电力生产和热电联产的模型输入值

WtE 技术	发电量 /MW_{el}	投资成本(2009 年) /(欧元/吨 MSW/年)	效率(产电或热电联产)(%)	CO_2 排放量 /(吨 nCO_2/吨 MSW)	固定成本 /(欧元 kW/年)	运行成本 /(欧元/吨 MSW)	学习率
焚烧发电	135	500	30	-2.02	4.5	42	0.01
焚烧热电联产	102		23//45	-2.17	5		
气化发电	90	730	20	-1.78	3.2	60	0.02
气化热电联产	56		12//26	-1.79	4		
填埋气发电	26	190	6	-1.39	1.4	15	0.05
填埋气热电联产	25		5//9	-1.46	2		
厌氧分解发电	95	125	22	-1.69	1.2	40	0.05
厌氧分解热电联产	60		13//19	-1.74	2.1		

表 8-2　排放系数

WtE 技术	单位燃料发电量	单位燃料产热量	火力发电设备更新产生的减排量	火力产热设备更新产生的减排量	CO_2 排放量	填埋过程 CO_2 排放量
(符号) 单位	(e) MWh_{el}/吨 MSW	(h) MWh_{th}/吨 MSW	(Ef_e) 吨 CO_2/ MWh_{el}	(Ef_h) 吨 CO_2/ MWh_{th}	(Ef_p) 吨 CO_2/吨 MSW	(Ef_{lf}) 吨 CO_2/吨 MSW
焚烧发电	0.8	0	0.876	0	0.28	1.6
焚烧热电联产	0.6	1.2		0.27	0.28	
气化发电	0.53	0		0	0.28	
气化热电联产	0.33	0.7		0.27	0.28	
填埋气发电	0.2	0		0	0.35	
填埋气热电联产	0.2	0.3		0.27	0.35	
厌氧分解发电	0.5	0		0	0.31	
厌氧分解热电联产	0.35	0.5		0.27	0.31	

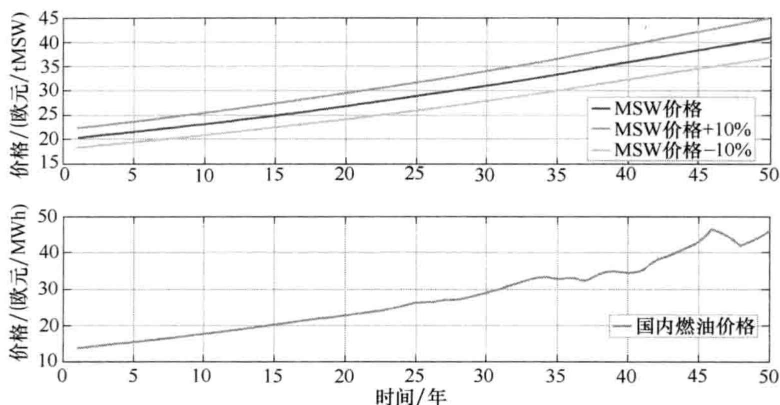


图 8-1　固废价格（上图）和燃油的价格（下图）模拟预测图

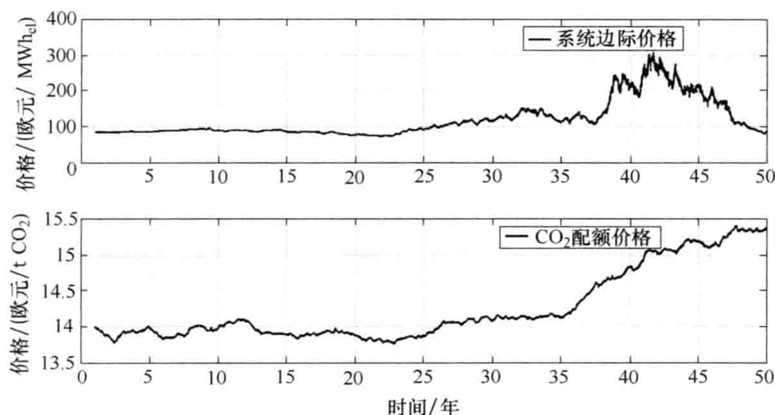


图 8-2　电价（上图）和 CO_2 配额价格（下图）模拟预测图

础上，因此，在这个新生市场关于这方面并没有足够的经验。此外，图 8-1 和图 8-2 所示的长远规划可能不是一个安全预测。它们更多的是基于历史数据和通过 GBM 模型的随机过程来进行演示，从而构成的模型演化路径图。

处置费（gate fee）的演变路径需要一个起始点。这个起始点基于一个来源于整体逆向物流算法[36]而又反过来利用基于活动的成本核算方法中得出的当前值(2009)。整个供应链包括收集、运输、入库存储、装卸和处置都考虑在内了，其结果在 21 ~ 24 欧元/吨 MSW 之间，与参考文献［26，29］中的处置费的值很接近。垃圾价格（处置费）随时间的演变假设随通货膨胀率而变，而反过来这可以由随机微分方程（式（8-2））的一个适当的均值回复导数来表示。同样的假设也适用于每项技术的运行成本，但是只适用于 Murphy 和 McKeogh[26]、Tsilemou 和 Panagiotakopoulos[38]的研究中的现值。由于处置费基于逻辑活动计算的不确定性，将对模型的这一重要参数做敏感性分析。垃圾处置费的高低波动（见图 8-1 上图）表明了上述分析的

极限。

8.5 模型结果

图 8-3 和图 8-4 分别为四种技术方案电力生产和热电联产的净现值比较图。

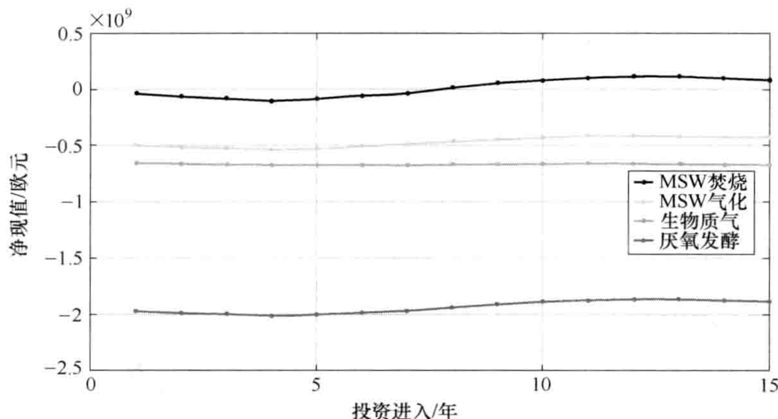


图 8-3 四种技术方案电力生产的净现值

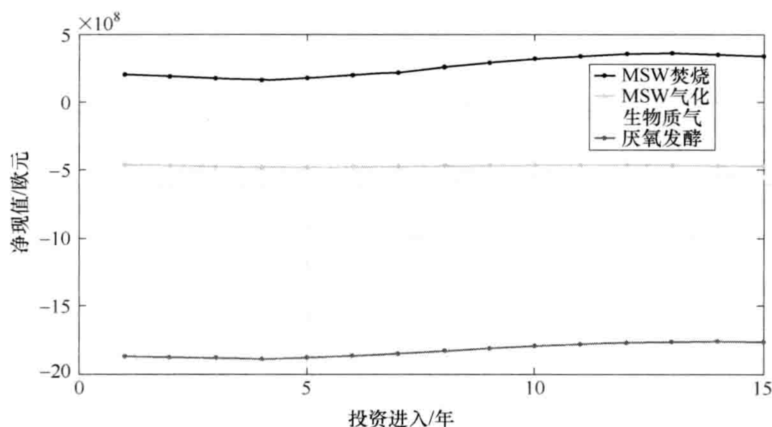


图 8-4 四种技术方案热电联产的净现值

从经济效率方面来说，投资技术成熟的焚烧-热电联产项目是最佳策略。更高的发电效率和更低的排放率使它成为了最有前景的垃圾再生能源转化技术。另一方面，虽然做了很长时间的研究，但气化技术仍然不够成熟，不足以和其他技术进行竞争。在电力生产项目（只产电）方面，焚烧技术同样由于其更高的发电效率、更低的投资成本和排放率，成为最引人关注的 WtE 技术。另一方面，由于气化技术的净现值一直为负数，这可能将导致它在未来的一段时间内很难有较大的市场占有率。至于填埋气开采技术（管道输送），虽然它具有较低的运行和资本成本，但它无法跟随市场

的发展趋势。

在独立于投资时间的电力生产和热电联产这两种情况中的净现值也是负的。造成这一糟糕情况的原因是单位垃圾燃料的电热生产率低。值得强调的是，填埋气开发是一项环境友好项目，它能有效控制垃圾填埋场产生的甲烷气体。有理由相信，随着单位垃圾热电生产率的提高，不久的将来会出现越来越多高效率的填埋气开发项目。厌氧分解项目的投资效益和填埋气的管道开发项目很相似。热电生产的低效率导致该 WtE 技术变得无利可图。该技术的净现值和填埋气技术接近，都为负值。此外，它极其低的热生产效率导致了热电联产的净现值要比只有电力生产时的净现值稍低。这是厌氧分解技术不同于其他几种技术的一个特征，其他几种技术都是在热电联产情况下的经济性更好。基于固废燃料的城市集中供热网会额外增加 WtE-CHP 企业的收入。如前所述，一个有吸引力的定价是固废燃料集中供热被市场接受和取代国内传统燃烧器的先决条件。

由以上的结果，在收入和支出随机演变基础上可以确定最佳投资时间。可以预见，在遥远的未来（见图 8-2）电价的预期上涨也许会使投资决策的延缓超过 10 年。从所得到的结果中可以看出，除了填埋气开发技术外，其他的 3 种 WtE 技术都符合这一情况。发电效率低导致了对电价波动的敏感性低，因此，净现值在时间路径上基本保持不变。对潜在投资者来说，特别感兴趣的也许是立即开始投资的选择，这无疑是不合适的。虽然从模型和分析结果来看，对应于即时投资的最佳净现值也许在大约 13 年内才能确定，但是即时投资的净现值预计只比最佳值稍低。投资者的商业策略、环境政策以及美国和欧盟的干预这些因素会影响 WtE 项目规划的实施，并可能最终决定投资时间点。需要强调的是，图 8-3 和图 8-4 中依赖于时间变化的净现值唯一根据的是不确定性下（燃料、CO_2、电价、利率和通胀率）参数变量的随机表现，而这些不确定性又取决于它们的历史数据和各自的统计参数。

WtE 项目的财政明细如图 8-5 所示。已获得的结果为①最佳投资时间；②最佳技术选择（垃圾焚烧和热电联产）；③假设使用寿命为 33 年。确定了最主要的收入和

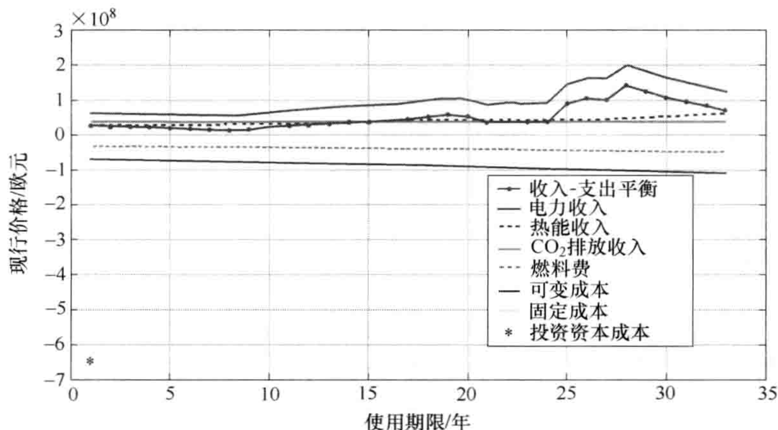


图 8-5　最佳投资时间的投资项目使用周期内的财务明细图

支出项目。值得注意的是，尽管假定的电效率要比热效率低，但是销售给电网的电量的收入超过了售热收入（节省的化石燃料）。这也许应该归功于电价（MWh_{el}）比预期的统一油价（欧元/MWh_{th}）更高，如图 8-1 和图 8-2 所示。

需要提醒的是，随机模型并不能代表相应随机变量在未来真正的演变，而是通过有适当概率分布的不确定性的采样来反映这些随机变量在过去的表现。所以在决策过程中一定要考虑随机模型的局限性。

8.6 敏感性分析

本章也对模型关于垃圾处置费变化的敏感性作了分析。更具体地说，最优净现值、最优投资时间和投资回收期都是根据垃圾处置费上下 10% 的波动进行设计的。结果如图 8-6 所示。

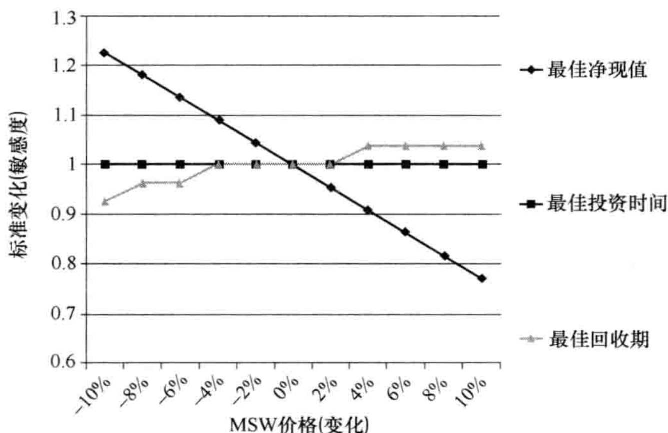


图 8-6 模型对固废价格的敏感性

仅对预期投资效益（净现值）而言，模型的敏感性是足够的，但是另一方面，最佳投资时间和投资回收期受垃圾处置费的影响很小。投资时间明显是对垃圾处置费不敏感的。而投资回收期会随垃圾处置费的降低而有稍微地降低，这表明了它对垃圾处置费有微弱的敏感性，这反过来也可解释为，相对于其他开支来说，垃圾的物流成本所占比例很小。

8.7 结论

本章对四种废弃物能源化（WtE）技术的长期经济效益进行了研究。在只进行电力生产和热电联产两种情况下，采用实物期权理论作为一种现代投资分析工具，分析比较了垃圾焚烧技术、垃圾气化技术、填埋气的管道开发技术和垃圾厌氧分解技术的优劣，确定最佳的投资决策时间。在投资分析之前，引入了不确定因素的随机模型可

以模拟有关的不稳定变量（volatile variable）如供热收入、电价、CO_2 配额价格、利率和通胀率等，这些变量是用来表示运行成本和处置费的演变的，当前的处置费大约在 21～24 欧元/吨 MSW 之间。分析的结论概括如下：

无论是在电力生产还是热电联产中，就经济效益而言，传统的、并且技术成熟的垃圾焚烧技术都是最受关注的“垃圾能源化”转化技术。从本章假设情况下的结果分析可知，垃圾气化技术并不是一个有利可图的 WtE 技术。此外，尽管过去的数十年中对垃圾气化技术作了很多研究，该技术也不是一种可以回收能源的可靠方法，欧洲的几个失败案例已经证明了这一点。管道系统开采填埋气技术和垃圾厌氧分解技术的效率都不高，财政收益在结果分析中都为负值。尽管如此，由于填埋沼气开采的环境效益，这两种技术对现存的填埋场来说还是很有需要的。这里需要提醒的是，根据欧洲的环境政策，填埋并不是一种可持续的垃圾处理选择。因此，拟建的模型将填埋作为比较的基准情况，并考虑它的一些重大的环境问题（沼气泄漏、温室气体排放、渗滤液等）。

相比单纯的电力生产，热电联产在经济上具有优越性，但是先决条件是要具有集中供热的基础设施。较高的投资收益可能会促进这些基础设施的投资建设。

在目前的条件和市场价格下，为了将来效益更大的投资时机，即时投资也许应该重新审议。如果必须要进行即时投资，那么仍然需要考虑上述提到的 WtE 技术的分类。实际上在中短期时间内，上述技术的优劣性排名是相同的。最吸引人的技术依然是垃圾焚烧技术，但是它对随时间变化的财政条件的敏感性较大。垃圾气化技术的竞争力不如焚烧技术，但其敏感性和焚烧技术是相当的。

已提出的模型对垃圾处置费的波动具有敏感性，意味着该模型的敏感性标准依赖于随时间推移的预期净现值。投资回收期有轻微的敏感性，最优投资时间敏感性为零，这说明垃圾处置费对它们的影响较小。

气体交易收入是很重要的一项盈利因子。假设把垃圾填埋作为基准方案，由此而产生的 CO_2 配额是 WtE-CHP 项目财政效益的重要一部分。分析这些项目的整个运行生命周期的财政收入可知，电力收入是最重要的财政收入，其次是 CO_2 交易收入、集中供热收入。

关于 WtE 项目方面的新兴技术，如热解聚技术、等离子气化技术等还需要进一步地研究。本章中所描述的实物期权算法可用于计划中的项目投资分析，以此来引导相关政策和在战略上选择更合适的 WtE 技术。

参考文献

1. ACMAR (2009) Association of Communities and Municipalities of the Attica Region, 11.09.09 www.esdkna.gr
2. Barlow MT (2002) A diffusion model for electricity prices. Math Finan 12(4):287–298
3. Barton JR, Issaias I, Stentiford EI (2008) Carbon—making the right choice for waste management in developing countries. Waste Manag 28:690–698

4. Brennan MJ, Schwartz E (1985) Evaluating natural resource investments. J Bus 58:135–157
5. Clewlow L, Strickland C (2000) Energy derivatives: pricing and risk management. Lacima Publications, London
6. Dixit A, Pindyck R (1994) Investment under uncertainty. Princeton University Press, Princeton
7. Eleftheriou P (2007) Energy from waste: a possible alternative energy source for large size municipalities. Waste Manag Res 25:483–486
8. Fuss S, Szolgayova J, Obersteiner M, Gusti M (2008) Investment under market and climate policy uncertainty. Appl Energy 85:708–721
9. Garg A, Smith R, Hill D, Longhurst PJ, Pollard SJT, Simms NJ (2009) An integrated appraisal of energy recovery options in the United Kingdom using solid recovered fuel derived from municipal solid waste. Waste Manag 29:2289–2297
10. General Secretariat of National Statistical Service of Greece 10.09.2009, www.statistics.gr
11. Glasserman G (2004) Monte-Carlo methods in financial engineering. Springer-Verlag, NY
12. Gohlke O (2009) Efficiency of energy recovery from municipal solid waste and the resultant effect on the greenhouse gas balance. Waste Manag Res 27:894–906
13. Greek Ministry of Development (2009) 13.09.09 www.ypan.gr
14. Hansen TL, Jansen J, Davidson A, Christensen TH (2007) Effects of pre-treatment technologies on quantity and quality of source-sorted municipal organic waste for biogas recovery. Waste Manag 27:398–405
15. Hesseling WFM (2002) Thermoselect Facility report, TNO R2002/126
16. HTSO SA (2009) Hellenic transmission system operator. 08.08.09, www.desmie.gr
17. Ingersoll JE, Ross SA (1992) Waiting to invest: investment and uncertainty. J Bus 65(1):1–29
18. Junginger M, Faaij A, Turkenburg WC (2005) Global experience curves for wind farms. Energy Policy 33(2):133–150
19. Kathirvale S, Yunus MM, Sopian K, Samduddin AH (2003) Energy potential from municipal solid waste in Malaysia. Renew Energy 29(4):559–567
20. Kloeden PE, Platen E (1999) Numerical solution of stochastic differential equations. Springer, Berlin
21. Laurikka H, Koljonen T (2006) Emissions trading and investment decisions in the power sector-a case study in Finland. Energy Policy 34:1063–1074
22. Luoranen M, Horttanainen M (2007) Feasibility of energy recovery from municipal solid waste in an integrated municipal energy supply and waste management system. Waste Manag Res 25:426–439
23. Luoranen M, Horttanainen M (2008) Co-generation based energy recovery from municipal solid waste integrated with the existing energy supply system. Waste Manag 28:30–38
24. Medina M (1997) The effect of income on municipal solid waste generation rates for countries of varying levels of economic development: a model. J Solid Waste Technol Manag 24(3):149–155
25. Møller J, Boldrin A, Christensen TH (2009) Anaerobic digestion and digestate use: accounting of greenhouse gases and global warming contribution. Waste Manag Res 29:813–824
26. Murphy JD, McKeogh E (2004) Analysis of energy production from municipal solid waste. Renew Energy 29:1043–1057
27. Øksendal B (2000) Stochastic deferential equations. Springer-Verlag, Berlin
28. Onu C (2000) Sustainable waste management in developing countries. In: Proceedings of the biennial congress of the institute of waste management of Southern Africa, WasteCon'00, Cape Town, South Africa, pp 367–378
29. Papageorgiou A, Barton JR, Karagiannidis A (2009) Assessment of the greenhouse effect

impact of technologies used for energy recovery from municipal waste: a case for England. J Environ Manag 90:2999–3012
30. Parrot L, Sotamenou J, Dia BK (2009) Municipal solid waste management in Africa: strategies and livelihoods in Yaoundé, Cameroon. Waste Manag 29:986–995
31. Point Carbon (2009) Carbon market indicator. 12.08.2009, http://www.pointcarbon.com
32. Reimann D (2009) CEWEP energy report II (Status 2004–2007). Confederation of European waste to energy plants
33. Rentizelas A, Tolis A, Tatsiopoulos I (2009) Biomass district energy trigeneration systems: emissions reduction and financial impact. Water Soil Air Pollut J Focus 9(1–2):139–150
34. Rubin ES (2007) Learning rates and future cost of power plants with CO_2 capture. IEA international workshop on technology learning and deployment, Paris, France, 11 June 2007
35. Shreve R (2004) Stochastic calculus for finance II: continuous-time models. Springer-Verlag, Berlin
36. Tatsiopoulos I, Tolis A (2003) Economic aspects of the cotton-stalk biomass logistics and comparison of supply chain methods. Biomass Bioenergy 24:199–214
37. Trigeorgis L (1996) Real options. The MIT Press, Cambridge
38. Tsilemou K, Panagiotakopoulos D (2006) Approximate cost functions for solid waste treatment facilities. Waste Manag Res 24:310–322
39. Troschinetz A, Mihelcic J (2009) Sustainable recycling of municipal solid waste in developing countries. Waste Manag 29(2):915–923
40. Tuhkanen S, Pipatti R, Sipilä K, Mäkinen T (2000) The effect of new solid waste treatment systems of greenhouse gas emissions. 5th international conference on greenhouse gas control technologies (GHGT-5), Cairns, Australia
41. Unnikrishnan S, Singh A (2010) Energy recovery in solid waste management through CDM in India and other countries. Resour Conserv Recycl 54(10):630–640
42. Williams P (2005) Waste treatment and disposal, 2nd edn. Wiley, Chichester

第9章　希腊的垃圾管理现状及废弃物能源化利用潜力

EfstratiosKalogirou，AthanasiosBourtsalas，ManolisKlados，Nickolas J. Themelis

摘要：据估计希腊的城市生活垃圾（MSW）产生量为15000吨/天，每年约540万吨，其中77%在垃圾填埋场处置，23%回收和堆肥。欧盟卫生填埋法规（1999/31/EC）规定减少可降解废弃物以卫生填埋的方式处置，因此从全球竞争激烈和环境友好的可承受性角度来看，城市生活垃圾以能源化的方式处置是最好的解决方案之一。垃圾能源化可产生蒸汽或电力。此外，垃圾重量可降低70%～80%，体积减少可高达90%，且最终所需的土地面积非常小。关于希腊垃圾焚烧技术的实施，建议是在各主要城市建设城市生活垃圾发电厂，年处置能力为20万～40万吨。该处置方式所需的土地面积将只有4～7ha[㊀]。此类发电厂的基本收入为处置费，从50～80欧元/吨不等；第二类收入源于生产的电力销售给公共电力公司，根据希腊新可再生能源法（L. 3851/2010）售价为87.85欧元/MW（指城市生活垃圾可生物降解的部分）；其他收入为从底灰中回收的重金属。此外，根据希腊发展法的规定，整个投资有一个前景可观的国家补贴。

9.1　引言

经济发展导致商品和服务的消费率增高，因此，固体废弃物的产生量也随之增加。由于废弃物的产生速度高于经济和人口的增长速度，某些废弃物管理方法适用于环境影响最小化，并使其在竞争激烈的世界成为一种可承受的解决方案。在普遍接受的废弃物梯级管理中，首要任务是减少废弃物，其次是回收利用以及可降解有机废弃物清洁堆肥（食物和庭院废弃物）。相比于其他的废弃物处置方式，欧盟促进循环利用来回收材料和能源，后者以电、热或废弃物衍生燃料产品的形式进行利用。相比于使用原始材料，由于纸张、金属、玻璃、塑料从废弃物流中回收，将减少资源和能源的需求，物质资源得以保护。另外，能源回收为工业、商业和消费者提供电力和热能，最大限度地减少待处置废弃物的体积。结合这些方法以及额外的堆肥方式的目的是使最终惰性残渣填埋处置造成的资源损失最小化。

㊀ $1ha = 10^4 m^2$，公顷的国际通用符号为ha。——译者注

填埋是许多欧盟成员国废弃物管理最常用的方法，在某些情况下，填埋依赖性超过80%。1999年欧盟填埋指令要求成员国逐步减少有机垃圾填埋量，在15年内降低至1995年水平的35%，旨在减少资源的损失。这种明确的政策方向已经把重点放在废弃物管理系统，增加和优化废弃物中资源的回收——无论是作为材料还是能源。因此，各成员国都应用废弃物能源化（WtE）和机械生物处理（MBT）方法来回收城市生活垃圾（MSW）和非危险工业废弃物中的能源和材料。废弃物能源化设施可以燃烧原生MSW（炉排或“集中式燃烧”技术）或“预处理”垃圾衍生燃料（RDF或SRF）。后者具有较高的热值，既可用于专用的垃圾发电厂，亦可作为水泥窑和燃煤电厂的替代燃料。为了保护环境免受能源回收设施排放物的影响，欧盟通过了废弃物焚烧发电厂的排放限值法规（指令2000/76/EC），同时也实施可再生能源资源（RES）法规（指令2001/77 /EC），包括废弃物中的生物质部分[1-3]。

据我们所知，尽管在希腊有些研究涉及城市生活垃圾的能源含量和垃圾焚烧发电实施的可能性，但这些研究没有从每个地区发电潜力的角度来说明希腊的能源潜力。本章根据欧盟和美国以及环境部废弃物管理国家计划已有的经验，通过研究希腊集中燃烧应用和RDF/ SRF利用来管理生活垃圾，集中讨论了电力生产并探讨了这一潜力。

垃圾是可再生能源主要来源之一，不同垃圾组分的化学成分可见表9-1。

表9-1 不同组分化学分析

垃圾	含量（%）							(MJ/kg)	
	水分	碳	氢	氧	氮	硫	灰	高位热值	低位热值
食品废弃物	70	48	6.4	37.6	2.6	0.4	5	7.08	3.96
纸张和纸箱	6	43.5	6	44	0.3	0.2	6	14.49	13.03
塑料	2	60	7.2	22.8	0	0	10	26.11	24.48
纺织品	10	55	6.6	31.2	4.6	0.2	2.5	20.1	18.47
木材	20	49.5	6	31.2	4.6	0.2	2.5	15.96	14.16
庭院	60	47.8	6	38	3.4	0.3	4.5	7.94	5.16
玻璃	2	0.5	0.1	0.4	0.1	0	98.9	0.23	0.16
金属	3	4.5	0.6	4.3	0.1	0	90.5	1.55	1.35
其他	20.5	10.91	2.39	12.78	0.4	0.1	42.93	6.72	5.69

9.2 希腊垃圾管理现状

希腊是一个坐落于欧洲东南部的国家，据2001年人口普查显示，居民人数为10964020人，2011年人口预计将达到11295000人。行政方面，希腊由13个地区组成，总陆地面积为131621km^2。希腊的气候主要是地中海类型，气候温和，冬季潮湿，夏季干燥。此外，2001年希腊城市生活垃圾产生量为4529585吨，而2011年预计将达到5981290吨，2025年将为7625648吨。2010年，城市生活垃圾日产生量约为

15000 吨，即 540 万吨/年。针对希腊首都雅典的阿提卡地区，城市生活垃圾日产生量达 6500 吨，相当于每年 240 万吨[4]。

一般而言，希腊的垃圾管理尤其依赖于倾倒和卫生填埋场。据欧盟规定，不可控处置点（垃圾倾倒）是非法的，必须关闭。对希腊的截止日期延长至 2011 年 1 月 1 日。然而并非所有的垃圾倾倒点都已关闭，因为希腊没有可持续的垃圾管理计划，故新的倾倒点又随之产生。唯一的例外是位于雅典、卡拉马塔、哈尼亚、伊拉克里翁和凯法利尼亚五个机械和生物处理厂。另一方面这些厂的产品，如 RDF 和堆肥，由于没有市场支撑，因此在大多数情况下，它们又重新被送到垃圾填埋场处置。

所有上述情况使得希腊处于欧洲废弃物管理可持续发展的底层。这些事实都被欧盟统计局充分证实，2008 年统计数据显示希腊 77% 的生活垃圾送至垃圾填埋场，23% 用于回收和堆肥。图 9-1 为统计局统计的 2008 年整个欧洲废弃物管理数据。

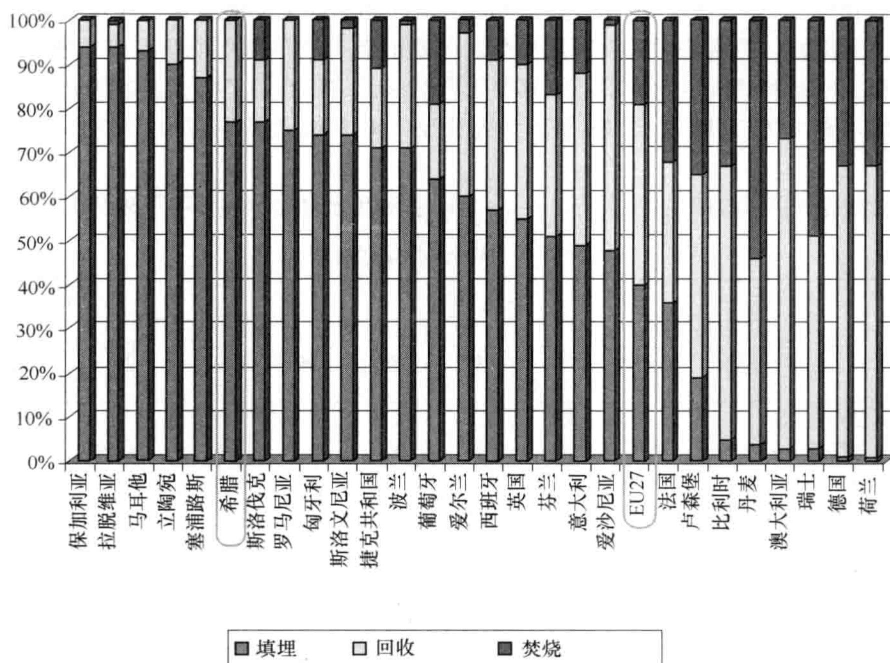


图 9-1　2008 年欧洲废弃物管理统计（欧盟统计局）

希腊周边 13 个地区的生活垃圾组成如图 9-2 所示。

垃圾管理系统受许多问题困扰，其中包括管理不当，技术和人力资源的缺乏、运输车辆短缺及资金不足等。2010 年有 102 个机构致力于 13 个地区残留物的收集、运输和处置工作。此外，希腊目前有 25 个垃圾转运站，包括正在建设的垃圾转运站总共有 107 个。

2010 年，希腊的卫生填埋场有 77 个，为应对 7861586 个居民每年 3031570 吨的垃圾量，包含正在建设或规划中的卫生填埋场总数达到 146 处。并且有 3036 处不可

控处置点遍布希腊，其中 316 处正在运行，429 处正在重建，2291 处正在改造。唯一没有任何不可控填埋场的地区是西马其顿。

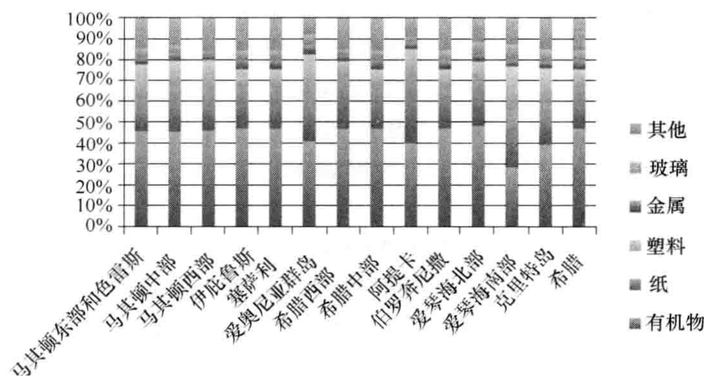


图 9-2　希腊城市生活垃圾的组成

对于垃圾回收，已在主要城镇社区收集点设立 1100L 的容器来收集玻璃、纸张、纸板和塑料。然后由一辆垃圾收集车以混合方式清空，送至材料回收厂（MRF）进行隔离。目前该系统应用较差，村庄和农村地区定期收集的基础设施不到位。政府需要用更多的推广方式来鼓励更广泛的人群参与回收，例如海报、宣传和教育等。希腊回收再利用公司（HE. R. R. Co S. A.）负责希腊生活垃圾的回收和再利用。该公司由工商企业于 2001 年 12 月建立，为希腊市场提供包装产品，或者生产不同包装的物品。希腊的中央直辖市和社区联盟（KEDKE）拥有该公司的 35% 股份。表 9-2 为希腊回收再利用公司在材料回收和再利用方面的贡献[5,6]。

表 9-2　希腊回收再利用公司数据统计

指　标	2006	2007	2008	2009
覆盖人口（百万）	4.3	6.1	6.6	7.6
签约直辖市	337	446	610	648
分类中心	12	15	18	22
回收桶	25103	51602	76530	98177
收集车	95	140	236	327

希腊有 5 个 MBT 设施，具体如下所示：

- 阿提卡：该 MBT 设施于 2004 年开始运行，日处理量为 1200 吨，年运行 250 天。该技术对可生物降解部分进行机械分离和好氧生物处理。产物是二次燃料 RDF（470 吨/天），堆肥（120 吨/天）和 23 吨/天的有色金属以及回收 0.36 吨/天的铝产品。由于该设施没有相应的产品市场，这些 RDF 产物被送至最近的阿诺-里奥西亚填埋场进行处置。
- 尼亚（克里特岛）：该 MBT 设施 2005 年开始运行，年处理量为 70000 吨，年运行 260 天。该设施收集可回收再利用的物品（纸张 9000 吨/年，塑料 5200 吨/年，

有色金属1800吨/年和铝产品600吨/年），且生产2万吨/年的堆肥料。35%的残渣送往最近的填埋场处置。

● 凯法利尼亚（爱奥尼亚群岛）：该MBT设施于2009年开始运行，年处理量为25000t。它应用的是生物氧化技术，使得整体废弃物量减少36%，可生物降解部分为填埋场的60%。该设施产物通常作为最近填埋场的日常覆盖材料。

● 伊拉克利翁（克里特岛）：该MBT设施于2010年开始运行，年处理量为75000t。设施使用的是生物干燥技术，使得最终的产物至少降低了25%的水分。此外，有色金属亦得到回收。

● 卡拉（伯罗奔尼撒半岛）：卡拉的MBT设施是希腊第一个应用该技术的厂家。该技术对可生物降解的部分进行机械分离和好氧生物处理。它于1997年建立，运行能力为32000t/年，然而由于操作的困难致使该设施关闭。目前有重新启用该设施的计划。

希腊有五处设施通过沼气回收产生能量。这些设施的简介可见表9-3。设施通过沼气回收产生能源，图9-3为希腊城市生活垃圾低位发热量。

表9-3　沼气回收能源生产设施

地　　点	功　　率	运行时间
阿提卡	23.5MW_e，9.5MW_{th}	3月1日
塞萨利	1.7MW_e	6月8日
马其顿中部	5MW_e	12月6日
克里特岛-干尼亚	2.3MW_e	2005年
伯罗奔尼撒-卡拉马塔		1998~2002年，重启于2010年

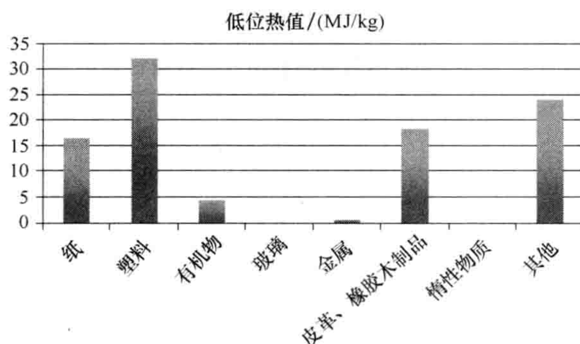


图9-3　希腊城市生活垃圾的低位热值（MJ/kg）

9.3　废弃物能源化技术

9.3.1　立法介绍

欧盟卫生填埋法规（1999/31/EC）规定应减少经填埋处置的可生物降解废弃物

部分。因此，城市生活垃圾热处理方法连同源头回收利用和废弃物预先分拣堆肥几乎成为解决该问题的唯一途径。其优点是城市生活垃圾体积和重量的减少以及能源生产（热量利用的可能性为集中供热，工业加热或制冷，废弃物发电厂/WtE）。希腊关于垃圾焚烧的法规为联合部决议 JMD 22912/1117/2005（与欧盟废弃物焚烧指令 2000/76/EC 协调统一）。

欧盟通过 2008/98 欧盟指令定义了废弃物处理方法的最优梯级结构。根据这一指令，减量、再利用和回收为第一阶段，其次是梯级结构列表中升级的高效能量回收方法[7]。

特别是欧盟通过其指令的指示，间接促进了废弃物热处理法（焚烧、气化和热解）及源头回收和废弃物有机部分预先分拣堆肥方法的应用，作为一种有效的方法来减少大量存放于卫生填埋场的城市生活垃圾，同时利用城市生活垃圾热值，以电和热的形式产生能源。随着化石燃料储量急剧减少，城市生活垃圾作为燃料使用看起来更有前景[8]。

9.3.2　废弃物能源化技术简介

焚烧是一种古老的方法，包括高温火焰来氧化 MSW（含氧化合物）。这个复杂的物理化学操作的目标是对 MSW 中的有机成分进行挥发、降解和破坏，且在有氧的环境下减少 MSW 的重量和体积。焚烧的产物包括气体化合物（如 CO_2，NO_x，酸性气体，PAH 等），在最终排入大气之前，这些化合物还需要通过先进的烟气净化系统进一步处理。焚烧产生的惰性固体残留物（底渣和飞灰）占焚烧炉原始给料量（MSW 重量）的 20%～30%，且可能包含一些重要的无机污染物，如重金属。飞灰在稳化固化之后可以送至卫生填埋场处置，而底渣相对而言惰性较好，一般可作为建筑材料使用（道路，土方工程和矿山等）。

热处理方法（焚烧）与能源回收代表了整个欧洲主要废弃物能源化的工艺。对于产热和能源回收的应用，现代化的焚烧炉拥有特种锅炉来生产蒸汽。然后将产生的蒸汽直接加热使用，或者通过一个合适的蒸汽涡轮机和发电机生产电力。图 9-4 为一

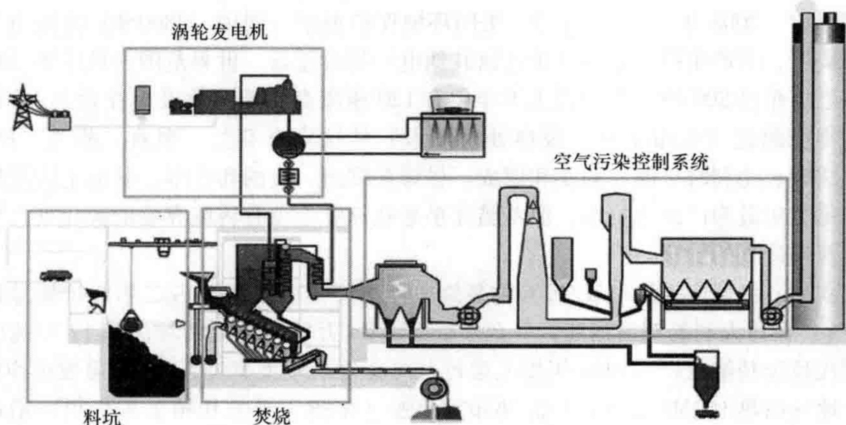


图 9-4　典型城市垃圾焚烧发电厂系统图

典型的用于能源生产的城市生活垃圾焚烧厂。这样一个焚烧发电厂最重要的是先进的烟气净化系统，用于化学净化垃圾焚烧发电过程中产生的气态污染物。该系统主要包括干法或湿法除尘器，静电除尘器，布袋除尘器和旋风除尘器，活性炭过滤器及化学添加剂（如 NH_3，CaO，$Ca(OH)_2$）。根据指令 2000/76/EC，烟气净化系统的最佳选择基于待处理气态污染物的组成（也取决于城市生活垃圾的物料组成）及设施排放限值[9-11]。

9.3.3 热处理技术排放水平

在非常严格的排放限制指令 2000/76/EC 及与美国和其他国家类似的情形下，即使与典型的人类活动如使用壁炉或烟花相比，整个城市生活垃圾热处理过程中最佳可行污染防治技术使得城市生活垃圾焚烧发电厂在全球被环境所接受，还可以促进这些焚烧方法对环境更为友好（见表 9-4）。

表 9-4　二恶英排放情况

现代垃圾焚烧电厂	1	0.01ng/m^3
现代危险废弃物焚烧电厂	1	0.01ng/m^3
非控焚烧炉（如壁炉）	1000	10ng/m^3
烟火	10000	100ng/m^3
焚烧填埋气	100000	1000ng/m^3

更糟的是，最大的二恶英排放量与垃圾填埋场露天焚烧有关，这在希腊是非常常见的现象，尤其是夏季。塞萨洛尼基亚里士多德大学教授 Nikolaos Mousiopoulos 博士认为 2006 年夏季，Tagarades 填埋场（塞萨洛尼基）不可控燃烧有毒二恶英的产生量为 3g/天。相对应正如哥伦比亚大学前地球工程中心主任 Nikolaos Themelis 教授 2006 年 6 月在希腊议会环境保护特别常设理事会上所说的，美国在运行的 88 座垃圾焚烧电厂每年处理超过 3000 万吨垃圾，而全年产生二恶英低于 10g[5,12]。

四年前（2008 年——译者注），美国环境保护署就声明说，2800MW 的城市生活垃圾焚烧厂，所产生的二恶英低于任何其他电厂排放总量。世界范围内城市生活垃圾焚烧厂已经超过 800 座（其中过去十年中有 120 座废弃物能源化设施在建）。首先开始废弃物能源化（城市生活垃圾热处理技术）的国家有芬兰、瑞典、荷兰、丹麦、德国、法国、比利时、澳大利亚和挪威。尽管在欧洲、美国和日本，城市生活垃圾热处理已是应用最为广泛的技术，但希腊几乎是欧洲唯一没有将废弃物能源化列入国家废弃物管理计划的国家。

在欧洲，由城市生活垃圾/废弃物焚烧电厂所产生的二恶英占二恶英排放总量不到 0.7%。在意大利的布雷西亚，一台年处理量 34 万吨城市生活垃圾和 17 万吨生物质的现代垃圾焚烧电厂（1998 年投入运行，两套生活垃圾焚烧系统），可发电 50MW 和进行地区供热 100MW。该电厂距离布雷西亚（坐落于米兰和帕多瓦之间）最近住房仅 300m。从表 9-5 中可以清楚地看出，烟气中的气态污染物排放量远低于欧盟对于垃圾焚烧炉的标准（2000/76/EC）[2]。

表 9-5 布雷西亚垃圾焚烧电厂污染物排放情况（mg/Nm^3）

所有值以干燥空气，标准状态，11%氧气计算	电厂授权限值 1993年	电厂设计限值 1994年	欧盟限值 2000年	实际运行数据 2005年
颗粒物	10	3	10	0.4
二氧化硫（SO_2）	150	40	50	6.5
氮氧化物（NO_x）	200	100	200	<80
氯化氢（HCl）	30	20	10	3.5
氟化氢（HF）	1	1	1	0.1
一氧化碳（CO）	100	40	50	15
重金属	2	0.5	0.5	0.01
铬（Cd）	0.1	0.02	0.05	0.002
汞（Hg）	0.1	0.02	0.05	0.002
多环芳香烃（PAH）	0.05	0.01		0.00001
二恶英（TEQ）	0.1	0.1	0.1	0.002

9.3.4 城市生活垃圾热处理对缓解全球变暖的贡献

城市生活垃圾焚烧电厂对减少气态污染物排放起到非常重要的作用。和其他工业污染排放相比，城市生活垃圾焚烧电厂有义务严格遵守欧盟 2000/76/EC 指令。由于烟气处理新技术的使用，过去二恶英排放量逐渐增加的问题得以解决。当然，烟气污染物的排放同样取决于待处理的城市生活垃圾的物理化学特性。不同城市和国家的垃圾填埋场，CH_4 和 CO_2 产生量不同。

根据希腊的相关文献资料，每吨城市生活垃圾在希腊的垃圾填埋场约产生 30 ~ 250m^3 CH_4，美国约为 62m^3。对于 CO_2，美国每吨城市生活垃圾约产生 1.32 吨，而澳大利亚和以色列约为 1.5 吨。然而，所熟知的是，CH_4 作为一种温室气体所起到的作用比 CO_2 还高 21 倍左右，因此垃圾填埋产生如此多的 CH_4 是一个严重的问题。城市生活垃圾热处理技术可避免 CH_4 生成的问题[5,12]。

图 9-5 中可以看出，城市生活垃圾焚烧产生的 CO_2 明显低于传统化石燃料，如褐煤、石油、无烟煤、天然气等。这种方式所计算的是再生的 CO_2，再生 CO_2 是减少褐煤等化石燃料初始 CO_2 产生的主要原因。因此，城市生活垃圾焚烧可减少排放到大气中的 CO_2 新产生量，从而达到《京都议定书》的要求[20]。同时，单位吨数 CO_2 减排的成本，城市生活垃圾仅为 7 ~ 20 欧元，远低于其他生物质形式的燃料发电厂（80 欧元）或太阳能发电（太阳能光电板，高于 1000 欧元）[13]。总之，垃圾焚烧电厂明显有助于 CO_2 的减排。通过城市生活垃圾热处理技术回收能源，可通过两种方式来减少气态产物排放，从而缓解温室效应：①避免了垃圾填埋场中的甲烷以及其他温室气体的产生；②和其他化石燃料相比，减少了 CO_2 排放。基于上述分析，城市生活垃圾热处理技术（废弃物能源化技术），可以作为希腊或者其他国家解决城市生活垃圾管理和处理问题的最有效方法之一[13,14]。

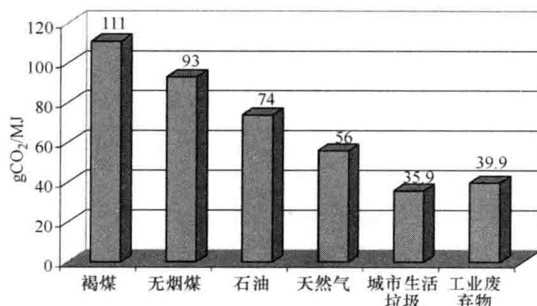


图 9-5　不同燃料燃烧时的 CO_2 排放量

9.4　希腊废弃物能源化的潜力

9.4.1　简介

希腊关于 2007～2013 年的废弃物管理国家规划（前环境规划和公共事业部）预测希腊不同区域会有一些生产垃圾衍生燃料（RDF）和固体回收燃料（SRF）的工厂，但是并未提到需要专门燃烧垃圾衍生燃料的能源化设备，因为这些燃料被认为可以在现有的工业电站中附带燃烧掉。然而，如果这种工艺不能专业化，正如 AnoLiossia 所产生的 MBTC（单丁基三氯化锡）那样，建造专业的以垃圾衍生燃料为燃料的工厂是必需的。值得指出的是，城市生活垃圾处理厂已经列为希腊西部、希腊中部、色萨利、伊庇鲁斯、马其顿东部和色雷斯的国家级规划。然而，这种工厂的数量和处理量都没有具体化。

对于公众接受的问题，阿提卡和马其顿中部的情况更为复杂。当地的城市生活垃圾产生量非常大，因此，根据国际经验，能源回收的最佳方法似乎是在远离公众的废弃物能源化设施中进行集中式焚烧结合生产 RDF/SRF。由于主要的废弃物能源化发电站需要接近居民区（如雅典和塞萨洛尼基），这更加有利于减少电网的损耗。即使垃圾焚烧产生飞灰不能有效利用，这种方法相比垃圾填埋场产生的废弃物体积也会减少 90%。对于废弃物管理问题待解决的地区来说，这种方式所带来的效益是很好的，不管是在环保还是电力供应方面。

废弃物能源化技术可产生蒸汽或发电。同时，城市生活垃圾焚烧可减少 70%～80% 重量，体积减少达 90%，从而大大节约地面面积。希腊可以在所有的主要城市建造城市生活垃圾焚烧电站，来处理每年 20～40 万吨的垃圾。而这些设施的总占地面积仅为 4～7ha。这种电站的主要收入来自于垃圾处置费，约 50～80 欧元/吨。第二种收入来自发电的效益：根据希腊对可持续能源的规定（L. 3851/2010），公共用电公司针对生物质燃料发电的收购价格为 87.85 欧元/MWh。另外其他收入来自于底部灰分中回收的金属。此外，根据希腊新的发展规划，有望对电站筹建给予一定的国家补贴：根据电站的选址，对建造给予 30%～40% 的补助（30% 股权和 40% 的贷款）。城市生活垃圾焚烧电厂的建造需要以下基本的流程：

- 选址。
- 筹建前环境调查分析报告（由环境能源和气候变化部批准）。

● 向公共用电公司（能源管理机构）和发展部（建造、运行、发电等）递交最终环境调查研究和相关的材料。

9.4.2　阿提卡案例分析

阿提卡地区（希腊首都地区）的每天城市生活垃圾产生量约为 6500 吨，即约 240 万吨/年。其中 90% 填埋在一个即将饱和的公共垃圾填埋场中。欧盟关于公共垃圾填埋场的法律（1999/31/EC）要求减少填埋生物质类垃圾，因而城市生活垃圾焚烧技术几乎是解决这个问题的唯一方法。希腊对垃圾焚烧的法律是“联合部决议 22912/1117/2005”（符合欧盟关于废弃物焚烧的指令文件 2000/76/EC）。

对阿提卡地区，希腊废弃物能源化利用调查和技术委员会“SYNERGIA”提出了以下方案来解决阿提卡地区城市生活垃圾处置所遇到的所有问题。

两座 40 万吨/年处理量的中等电站建在阿提卡地区相反的两个方向。可发电并增加垃圾填埋场的使用年限，从而通过环境最友好的方式得以实现垃圾的回收。

建造一座大型的 70 万吨/年处理量的电站。根据现有的国际方面的资料，这种电站可能需要建在现有垃圾处理装置存在的地方。而阿提卡的 Anode Liossia 区由于存在阿提卡主要的垃圾填埋场和 MBT 电站，符合该项要求。

建造可每年处理 70 万吨城市生活垃圾和 30 万吨 RDF 的大型协同焚烧厂，并应用最先进的技术。该项提议基于前述计划电站并可处理掉阿提卡地区产生的 RDF，而这些 RDF 之前是需要填埋的。表 9-6 给出了阿提卡地区这三种规划的输出功率情况。

表 9-6　阿提卡地区三种机组的输出功率

容量/(吨/年)	400000MSW	700000MSW	700000MSW + 300000RDF
低位发热量/(MJ/kg)	9	9	10.8
总功率/MW	32.93	57.63	98.73
净功率/MW	27.99	48.98	83.92
R1	0.6972	0.6972	0.6979
净电能/(MWh /年)	223929.08	391875.90	671387.41
服务居民数	141530	247677	424336

9.4.3　罗德岛案例分析

2008 年 2 月初，为了满足替换现有公共填埋场技术的要求，罗德岛的废弃物管理公司（DEKR），受 Themelis 联合公司和加利福尼亚大学地球工程中心的委托，根据下述要求进行可行性调研：

● 所选择的技术需要解决岛屿上几代人而不是数年内的生活垃圾管理问题。

● 该技术必须经过几年的证实并在全国范围内广泛接受，可对全球环保问题提供引导性的经验。

● 所提议的电站必须有能力处理以下地区的城市生活垃圾：罗德岛上的十个区，其他商业、轻工业和农业方面不可回收的垃圾以及由罗德岛废水处理厂所产生的固态生物质。

● 所采用的技术必须在环保上优于新式的垃圾填埋场。

● 所采用的电站必须经济上可行，并在岛屿范围内不收取过高的单位垃圾处置费用。更重要的是，需要通过减少垃圾填埋的体积来保护陆地面积。

根据 DEKR 所给出的条件，适合希腊的热处理设施是在移动炉排中燃烧原生城市生活垃圾，同时使用锅炉和汽轮机回收燃烧烟气中的能量。此外，DEKR 公司计划建造垃圾综合管理环保产业园，其中包括：源头分离有机物的堆肥，可回收垃圾的回收利用（主要包括纸、金属和一些市场化的塑料），回收后城市生活垃圾燃烧，卫生填埋不能有效利用的焚烧飞灰[3]。

所提议的年处理量为 8 万吨（10 吨/h）生活垃圾能源化电站一套初始装备包括炉排、炉膛、锅炉和烟气污染控制系统。然后，建筑尺寸可提供接下来的两套共 16 万吨处理量的设施。两套设备可向电网输送约 96000MWh（600kWh/t）。同时，可提供 8 万 MWh 的热能，该部分能量可提供给使用低压蒸汽（如纸回收设备）的附属工业线。该两套设备的主要成本约 9800 万欧元，而一套设备约 6300 万欧元。这些估计都是基于以下假设[15,16]：

● 欧盟拨款占两套设备主要投资的 30%。

● 根据新的可持续能源法 L. 3851/2010，平均电价约为 70 欧元/MWh，其中电能 50% 来自生物质能，因此是可回收的；城市垃圾处理费用为 80 欧元/吨；投入运行的垃圾焚烧装置经济上可行，25 年内可回收主要的投资，之后可促进区域经济。

该厂很有可能作为公私合营企业进行投资。对于罗德岛以及其他旅游城市来说，需要注意的问题是，夏季城市生活垃圾的产生量会翻倍。为了解决该问题，罗德岛委员会正考虑从该地区的其他岛屿输入生活垃圾来补充垃圾焚烧的原料；或存储和使用罗德岛和其他地区的工业废弃物。

除了不需要填埋垃圾外，这种设备可利用燃烧产生的热能来产生可观的电能，因而投资成本较高[17]。此外，它还需要添加新的气体净化系统包括：干化洗涤器（去除 HCl 和 SO_2），非催化选择性还原（去除 NO_x），活性炭喷射（去除挥发性金属和二恶英类物质），布袋除尘器（去除颗粒物质）。由于加入了复杂的空气污染物净化系统，该系统的污染物排放低于欧盟的严格标准。荷兰、瑞典和芬兰均使用该标准。例如，该系统年燃烧 16 万吨城市生活垃圾的二恶英排放量仅为 0.05g TEQ。他们也正在尝试吸引 Eco-Park 厂址数千米内的工业或者商业用户，来使用该系统在发电后所剩余的低压蒸汽[18]。

前期的技术和环境调研已经完成，该系统的环保效益报告已经递交到环境能源和气候变化部（YPECA）。该项目选择的地址是在岛屿北部，毗邻现有的垃圾填埋场。该垃圾填埋场正服务于罗德岛的大部分居民，但预计在三年内将会饱和。根据罗德岛的现有规划，除了预计日生活垃圾处理量 300 吨的最先进的废弃物处置装置，环保产业园也将在该厂址建造，其中包括生产土壤化肥的有氧堆肥厂，可回收材料的回收中心（罗德岛的 KDAY），以及新式单一填埋装置用于处理不可有效利用的城市生活垃圾飞灰（百慕大岛和其他国家已经使用）[19]。

9.5 结论

为了满足欧洲的要求，希腊的垃圾管理规划需要迅速作出改变。现代垃圾焚烧技

术是回收和堆肥（垃圾填埋和非法倾倒）之后最为需要的技术。关于这一点，告知和说服社会公众以及政策制定者还有很长的路要走。

根据对希腊现有城市生活垃圾处置系统的调查研究，这种方式有几种优点和更多的缺点。当今，希腊城市生活垃圾主要直接进入或者间接通过垃圾转储站进入公共垃圾填埋场，而且部分在不合法的非控制垃圾处置站进行处理。为了消除这种状况，建造集成垃圾处理装置（IWMF）已经规划，但仍未得以实施。上述原因使得研究新型的城市生活垃圾处置系统显得尤为重要。

对于现存问题的长期处理办法的调查研究指出，为了有效优化城市生活垃圾处置规划，现在使用的城市生活垃圾处置系统的优缺点均得以考虑，从而提高阿提卡和罗德岛区域的生活质量。

因此，该研究对阿提卡和罗德岛地区城市生活垃圾问题的可能解决方法进行了可行性评估。选择这种替代系统是由于这种系统已被欧洲和其他国家证明是环境友好的、经济可行的。这种方法也是被证明对环境无害的，同时能产生可持续的电能和热能。可控的以收集到的城市生活垃圾为燃料的移动炉排炉，同时附加严格的空气污染控制技术，不仅可以持续可靠地处理城市生活垃圾原料，也可以处理后续回收的或堆肥的废弃物。这种方式是环保的，对环境产生很小的影响。此外，垃圾填埋的体积减少90%，从而可以缓解交通拥堵和由卡车造成的空气污染。最后，由垃圾处理（替代化石能源）所产生的电能和热能是效益的主要来源之一，同时可用于垃圾处置厂和周围设备的自身运行和冷却/加热。基于上述原因，废弃物能源化技术可作为希腊处置垃圾问题的长期解决方案。

综上所述，希腊对于城市生活垃圾的区域性规划中的废弃物能源化集成化部分，不仅可满足欧盟关于可持续发展的指令文件（2008/98）的要求，也可作为政府解决城市生活垃圾问题的长期解决方案，同时可产生可持续的能源，此外，同化石燃料相比，还可减少温室气体的排放[20]。

参考文献

1. Bilitewski B (2006) State of the art and new developments of waste-to-energy technologies. Proceedings Venice 2006: biomass and waste to energy symposium, November 29–December 1, Venice, Italy
2. Bonomo A (2003) WTE Advances: the experience of Brescia, Keynotepresentation at the 11th North American waste-to-energy conference, Tampa FL
3. Psomopoulos CS, Themelis NJ (2009) Potential for energy generation in Greece by combustion of as received or pre-processed (RDF/SRF) municipal solid wastes. 2nd international conference on environmental management, engineering, planning and economics (CEMEPE) and SECOTOX conference, 21–26 June 2009
4. Kalogirou E (2009) Waste management in Greece and potential for waste-to-energy. ISWA Beacon conference–strategic waste management planning in SEE, Middle East Mediterranean Region, Novisad, 10 Dec 2009

5. Kalogirou E (2001) Mathematical models for the determination of different physicochemical quantities related with air pollution, using the reversed-flow gas chromatography technique. Ph.D. dissertation, N.T.U.A., Athens
6. Kalogirou E (2009) Waste to energy solution for municipal solid waste. 2nd international conference on environmental management, engineering, planning and economics (CEMEPE) and SECOTOX conference, 21–26 June 2009
7. Karagiannidis A, Bilitewski B, Tchobanoglous G, Themelis NJ, Wittmaier M, Tsasarelis Th (2008) Waste-to-energy on thermal treatment and energetic utilization of solid wastes. Nova Science Publishers Inc, New York
8. Karagiannidis E, Kalogirou K, Psomopoulos N, Themelis (2010) Waste-to-energy in United States of America–an analysis on the current situation. Technic annals, Technical Chamber of Greece, March–April 2010 pp 97–116
9. Lalas D, Gidarakos E (2007) Evaluation of general effects and cost of solid waste management. Local Government Institute, Athens
10. Lee SH, Themelis NJ, Castaldi MJ (2007) High-temperature corrosion in waste-to-energy boilers. J Therm Spray Technol 16:104–111
11. Millrath K, Themelis NJ (2003) Current trends in the waste to energy industry. Proceedings ASME international congress, Washington, D.C
12. Papageorgiou A, Karagiannidis A, Barton R, Kalogirou E (2009) Municipal solid waste management scenarios for Attica and their greenhouse gas emission impact. Waste Manag Res 27(9):928–937
13. Stengler E (2006) Developments and perspectives for energy recovery from waste in Europe. Proceedings Venice 2006: biomass and waste to energy symposium, November 29–December 1, Venice, Italy
14. Themelis N (2003) An overview of the global waste-to-energy industry. Waste Management World 2003–2004 Review pp 40–47
15. Themelis N (2007) Thermal treatment review, global growth of traditional and novel thermal treatment technologies. Waste Management World pp 37–45
16. Themelis NJ, Bourka A, Ypsilantis G (2009) Energy and materials recovery from municipal solid wastes at the island of Rhodes. 2nd international conference on environmental management, engineering, planning and economics (CEMEPE) and SECOTOX conference, 21–26 June 2009
17. Themelis N, Koroneos C (2004) Assessing waste-to-energy and lanfilling. Technic Chronics pp 1–2
18. Themelis NJ (2008) Developments in thermal treatment technologies. Proceedings NAWTEC 16, Paper 16–1927, Philadelphia
19. Tim Byrne (2009) Waste the greek and cypriot way. Waste Management World pp 54–58
20. Vehlow J (2006) State of the art of incineration technologies. Proceedings Venice 2006: biomass and waste to energy symposium, November 29–December 1, Venice, Italy

第 10 章　波罗的海国家的城市生活垃圾焚烧：影响因素和前景

Harri Moora, Viktoria Voronova, Rasa Uselyte

摘要：由于欧盟的废弃物政策和法规的影响，三个波罗的海国家正处于城市垃圾管理系统的改造阶段。过去的几年中，城市生活垃圾的热处理作为一种垃圾处理方式在这些国家里被广泛地讨论，因为这种方法能在短时间内达成预定目标。总的来说，这些波罗的海国家相似的社会经济特征、相似的废弃物和能源行业的发展情况以及地理条件导致他们有相似的垃圾管理基础设施发展框架，包括可能的废弃物能源化选择。然而，近几年的研究和项目的经验表明，一些地方性和区域的因素对大型垃圾焚烧厂的经济性有显著的影响。本章尝试确定和研究有关波罗的海国家城市生活垃圾焚烧的主要影响因素。主要着重于常规大型焚烧炉的研究。根据爱沙尼亚第一台废弃物能源化设备的设计和性能参数，一些关于技术、经济、环境方面的特殊问题将会在本章中分析并作为一个案例进行研究。

10.1　引言

三个波罗的海国家——爱沙尼亚、立陶宛和拉脱维亚——近年来经历了快速的经济发展，导致城市生活垃圾（MSW）数量显著增加。然而他们的垃圾管理系统需要花大力气进行调整以符合欧洲的处置标准。各种各样的技术选择，日益增长的各种垃圾，环境的限制以及欧盟严格的回收目标需要决策者仔细考虑怎样去制定步骤。城市生活垃圾处理的解决方案不仅要在环境可容许范围内，还要经济合理并且被社会所接受。因此，对于包括三个波罗的海国家在内的所有新欧盟成员国的政府部门、废弃物管理行业以及普通公众来说，垃圾的管理已经成了他们面临的一个重要问题。

尽管垃圾填埋在欧洲废弃物梯级管理的优先级是最低的，但垃圾填埋一直是所有波罗的海国家处理垃圾最主要的方法。事实上，垃圾填埋被公认为是最差的处理方法。然而，最优的垃圾处理方案则一直在广泛地讨论中。

在过去的几年里，城市生活垃圾的热处理在这些波罗的海国家里被广泛地讨论。他们有好几个计划关于建造废弃物能源化（WtE）的设施。至少爱沙尼亚正在建造一座大型的焚烧设施，拉脱维亚很快也将建造，一些其他工程也正在准备阶段。

在垃圾管理、处理和焚烧方面，尽管 27 个欧盟成员国被相同的法律所约束但是焚烧的重要性却因各个成员国而异[24,25]。这是因为焚烧垃圾所产生的问题是复杂的，

这种城市生活垃圾处理方式很大程度取决于不同国家和地区的体制特征[23,26]。

垃圾焚烧转化成能源可谓是一举两得，既处理了垃圾又提供了电能和热能，将能源系统与垃圾处理系统紧密地联系在了一起。波罗的海国家的这两个系统正在经历巨大的变化。在发展任何城市的垃圾焚烧计划前，一些影响因素（例如垃圾的产生和组成、废弃物和能源行业/市场的发展、环境影响以及公众舆论）必须进行非常仔细地研究[26]。波罗的海国家的废弃物行业/市场的规模相对较小，因此建造大型的设施用于废弃物能源化的计划引起了废弃物管理人员的广泛讨论。其他欧洲国家的经验表明，垃圾焚烧对于现存的垃圾管理系统有显著的影响[1,13,14,22-24]。

本章尝试确定和研究波罗的海国家城市生活垃圾焚烧的主要影响因素并提出一些看法。研究着重于传统的垃圾焚烧炉，这可能是波罗的海国家在现有的条件下处理混合城市生活垃圾最适合的一种大型废弃物能源化技术。

基于爱沙尼亚的第一台废弃物能源化设施的设计和性能参数，一些有关技术、经济、环境方面的特殊问题将会被分析并作为一个案例进行研究。利用生命周期评估（LCA）软件工具 WAMPS[17]，来评估新的废弃物能源化设施。

本章所包含的信息来源于一系列早前的研究，其目的是分析波罗的海国家已经规划好的 WtE 项目的环境影响和经济成本以及评估可能的垃圾处理替代方案[1,16,17,28,31,32]。

本章关于城市生活垃圾焚烧的讨论着重于爱沙尼亚，因为该国有合适的数据和更加完善的垃圾管理系统。然而大多数的例子和讨论在其他波罗的海国家也适用，因为他们与爱沙尼亚有着相似的社会经济结构、垃圾管理方式和能源产业发展情况。

10.2 城市生活垃圾焚烧计划

波罗的海国家没有大型城市生活垃圾焚烧的经验。然而近年来，当地的一些水泥厂已经利用垃圾衍生燃料（RDF）进行生产作业。这些垃圾衍生燃料来自其他欧盟成员国以及当地第一台小型机械生物处理（MBT）设施。

三个波罗的海国家已经开始制定本国的垃圾管理计划，并寻找城市生活垃圾焚烧的可行地址。然而，三个国家建造垃圾焚烧设施的具体计划却在不同的发展阶段（见表 10-1）。

表 10-1 波罗的海国家 WtE 设施的建设计划

国　　家	项　　目	容量/(吨/年)	状　　态
爱沙尼亚	Iru WtE 机组	220000	建设中
	Tartu WtE 厂	100000	计划中
拉脱维亚	—	—	—
立陶宛	Klaipeda WtE 厂	245000	2011 年开始建造
	Vlinius WtE 厂	250000	计划中

波罗的海国家的第一台大型垃圾焚烧设施建于 2010 年，这台新的城市垃圾焚烧发电机组建在爱沙尼亚首都塔林附近的 Iru 发电厂中，预计将会在 2013 年开始发电、供热。这个 WtE 设备每年将会焚烧 22 万吨来自爱沙尼亚的垃圾。此外，在塔尔图（爱沙尼亚中心地带）处理能力为 10 万吨/年的第二个垃圾焚烧厂正在商讨中。塔尔图开始商议这个焚烧厂是因为该区域的填埋场在 2009 年被关闭了。然而由于融资和垃圾市场的不确定性，该工程被推迟。

关于在拉脱维亚首都里加建造垃圾焚烧厂已经讨论了好多年，目前拉脱维亚还没有具体的建造城市垃圾焚烧厂的计划。

立陶宛计划建造两个大型垃圾焚烧厂。2010 ~ 2019 年，克莱佩达地区垃圾管理系统计划将把克莱佩达垃圾管理区域（7 个地区）内的混合城市垃圾收集起来进行焚烧。2011 年克莱佩达的 WtE 厂将会建造在 Lypkiai 当地的锅炉房区域中，预计在 2013 年完成。该厂的垃圾处理能力是 245000 吨/年，包括 130000 吨城市生活垃圾（MSW），75000 吨生物燃料以及 5 万吨的工业垃圾。克莱佩达的 WtE 厂由芬兰能源公司 Fortum 和当地的能源公司 Klaipedos energija 合作建设，主要由克莱佩达市政府负责管理。

在立陶宛的首都维尔纽斯将要建造第二个 WtE 厂（靠近目前的热电联产厂 CHP-3）。一个私有公司 Regionine komunaliniu atlieku deginimo gamykla（区域城市垃圾焚烧厂）打算承包建设，但是当地民众强烈反对该项目。根据环境影响评估（EIA）的结果，维尔纽斯区域环境保护部门不允许建造 WtE 厂。因为这牵涉到维尔纽斯市，尤其是普通民众的利益。有了这次经验，维尔纽斯垃圾管理区域（8 个地区）决定对垃圾焚烧厂的建设和运转进行新的招标。

10.3　城市生活垃圾焚烧的影响因素

其他欧盟成员国的经验表明，每个成员国对于垃圾焚烧的态度有很大的差异。这是因为垃圾焚烧是一种非常复杂的垃圾处理方式，涉及巨大的投资以及每个国家的体制结构特征。在欧盟，无论是垃圾的管理还是能源的生产都受到广泛的监管。立法的目的是为了在欧盟层面上设置一个合适的政策框架和具体目标，而具体发展什么技术以及途径的选择都由每个欧盟成员国（官方和私有行业）自己来制定。

除了有相同的法律框架限制外，三个波罗的海国家社会经济特征，垃圾和能源行业以及地理特征的相似性也导致了他们之间有相似的垃圾管理基础设施的发展框架，包括 WtE 方式的选择。然而，根据可行性分析结果和这些国家中的第一个 WtE 项目的经验表明，一些地区因素会显著影响垃圾焚烧的顺利实行。当然，这些影响因素的未来发展趋势将会被仔细研究。由于垃圾焚烧厂使用寿命超过 30 年，所以垃圾焚烧技术也必须保证在未来不断变化的环境下能够有效地发挥作用。图 10-1 展示了影响波罗的海国家新的 WtE 设施经济可行的主要因素。

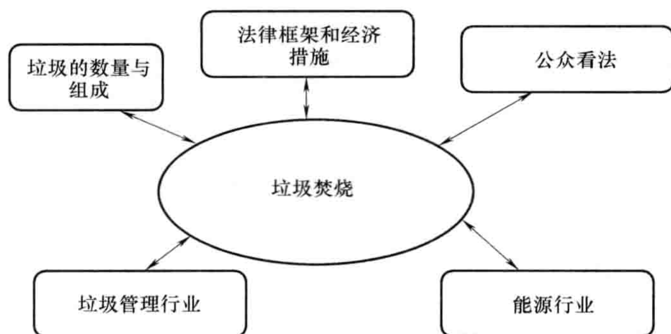


图 10-1 城市生活垃圾焚烧的主要影响因素

10.3.1 法律框架和经济措施

和所有 27 个欧盟成员国一样，波罗的海国家有关垃圾的政策和立法由欧盟的政策和法律统一管理。

欧盟关于垃圾管理的法律是根据废弃物框架决议 2008/98/EC[8] 制定的，其中包括给出了废弃物的定义，并设置了废弃物管理方法的综合排名，即所谓的废弃物梯级管理。根据废弃物梯级管理，应该减少或阻止废弃物的产生，产生的废弃物则应该回收再利用，从而减少废弃物的处理/填埋。废弃物框架决议的新规定对废弃物能源化设施的改善带来了强劲的动力，因为它促进了一个国家利用高效率设备对废弃物的回收利用而不是简单的处理。

由于不是所有的废弃物都能避免和回收，欧盟也通过了关于废弃物焚烧和垃圾填埋的指令：废弃物焚烧指令 2000/76/EC[7] 和垃圾填埋指令 1999/31/EC[6]。

垃圾填埋指令可以说是欧盟废弃物管理法规中最有影响力的文件之一，它直接影响了废弃物回收（包括 WtE）方案的发展[2,10,21,29]。它设置了渐近的目标，要求 2006 年将 MSW 可生物降解部分的填埋量减少到 1995 年基准水平的 75%，2009 年降低到 50%，2016 年降低到 35%。波罗的海国家和其他欧盟成员国一样严重依赖垃圾填埋，他们已经利用国家补贴将这个目标推迟了 4 年。因此，他们需要在 2010 年、2013 年和 2020 年完成各个分支目标。

对于所有欧盟新成员来说，MSW 可生物降解部分的减量填埋面临着巨大的挑战。考虑到目前的 MSW 管理情况，预计波罗的海国家的可生物降解垃圾的填埋减少目标（尤其是 2013 年和 2020 年）将会遭受很大的考验。因此，急需采取行动来解决这一问题。而城市垃圾焚烧就是其中一种能够帮助完成上述目标的可行方案。

许多欧盟成员国的垃圾高回收率有助于欧盟实施垃圾填埋收税和垃圾填埋禁令。1990 年，爱沙尼亚针对城市垃圾处理推出一项排污费（填埋税）。直到 2005 年，每吨垃圾只收取 0.1 ~ 0.2 欧元。2006 年，每吨垃圾的排污税上涨到了 7.8 欧元。之后每年不断上涨直到 2015 年的每吨 29.84 欧元。由于近几年垃圾填埋税和垃圾填埋费用的大幅增加，爱沙尼亚出台了一项禁止填埋未经处理的垃圾（包括混杂的城市垃

圾）的禁令（见表 10-2）。

拉脱维亚则推出了作为一项自然资源税的垃圾填埋税。立陶宛计划在 2013 年推出垃圾填埋税。禁止填埋未经处理的垃圾的禁令还没有在拉脱维亚和立陶宛实施，因为他们缺乏可替代的垃圾处理的方式。

爱沙尼亚的经验表明，法律规定和经济手段（如征收填埋税）的双重作用给包括垃圾焚烧在内的新的垃圾回收设施的发展创造了一个有利的条件。

表 10-2　垃圾填埋税及垃圾填埋禁令（2010）

	平均填埋费用/(欧元/吨)	填埋税/(欧元/吨)	禁止填埋未分类的 MSW
爱沙尼亚	45	12	是
拉脱维亚	24. 2	4. 27	—
立陶宛	17. 5	22（计划 2013 年开始）	—

10. 3. 2　城市生活垃圾的产生和组成

垃圾焚烧的收益直接取决于可利用的垃圾数量和垃圾的组成成分。投资垃圾焚烧需要有稳定的垃圾供应，以确保经济的可行性。在 WtE 设备的寿命范围内（至少 30 年），垃圾的供应应该相对稳定。垃圾的能量含量，也就是所谓的发热量，取决于垃圾的组成成分并且越高越好。

然而，无论是额外的回收还是垃圾收集区的社会经济形势的改变，都会使垃圾组成成分随着时间的变化而变化，同时垃圾的数量和发热量也会产生显著的变化。因此，垃圾的数量、组成以及未来垃圾发展趋势的相关数据对于垃圾焚烧项目的规划和发展是必不可少的。

波罗的海国家城市生活垃圾的数量和组成的相关数据的可用性不高，质量也较差。2008 年，为了确定和验证爱沙尼亚城市混合生活垃圾的数据，该国在全国范围内开展了城市生活垃圾的分类分析[18]。

分类分析的研究结果表明很大一部分回收的城市生活垃圾具有较高的发热量（10. 5MJ/kg），这是因为可燃材料如塑料、纸张占据了较大的份额（见图 10-2）。

由于经济的发展和消费的增加，波罗的海国家的城市生活垃圾数量将会快速增长。2008 年，爱沙尼亚的城市生活垃圾数量大约有 54 万吨（平均每人 400kg），拉脱维亚和立陶宛则均为 120 万吨（平均每人 407kg）。此前的预测显示，城市生活垃圾数量将会持续增加，预计 2005～2020 年将会增加大约 50%[12]。

然而，经济的波动将会导致垃圾数量发生变化。随着不可预料的全球经济严重衰退，城市生活垃圾的产生量受到了严重的影响，也使得早前对垃圾产生量的预测出现了问题。近期的数据表明，2008～2009 年期间，爱沙尼亚的城市生活垃圾产生量下降了近 25%，与该国的国内生产总值（GDP）有较大的相关性。随着经济的复苏，可以预见爱沙尼亚以及其他波罗的海国家的城市生活垃圾产生量将会开始增加。在未来的十年，由于所有波罗的海国家的人口总量预计保持不变，潜在的经济发展将会对垃圾总量变化起到关键推动作用。

早前的城市生活垃圾产生量预测不能再被使用，而城市混合垃圾数量不稳定将会

对三个波罗的海国家未来的垃圾焚烧项目的数量、容量、财政支出产生显著的影响。

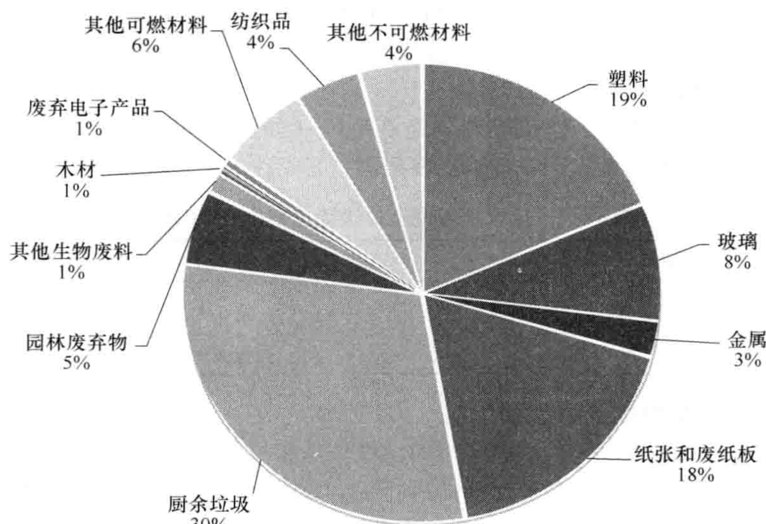


图 10-2　爱沙尼亚城市混合垃圾的组成成分（已填埋）

10.3.3　垃圾管理行业的发展

垃圾焚烧的可行性很大程度上取决于垃圾管理行业，包括与其他垃圾处理方式的商业竞争。在这里，公共垃圾管理部门对控制和调节当地垃圾管理市场的兴趣和能力起到了关键的作用。

历来垃圾填埋是最简单、最便宜的城市垃圾处理方式，这就是波罗的海国家城市生活垃圾进行填埋处理占主导的原因（见图 10-3）。2008 年，爱沙尼亚城市生活垃圾 57% 的填埋率是最低的，而立陶宛 91% 的填埋率则是三个国家中最高的。大多数新建的垃圾填埋场厂都是由当地的政府或者由政府成立的区域垃圾管理中心（RWMC）所拥有，所有的区域垃圾填埋场的建立都得到了欧盟方面的资金支持。

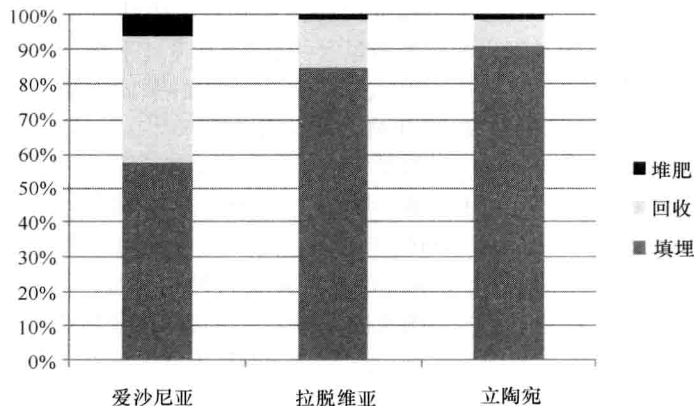


图 10-3　2008 年波罗的海国家 MSW 的处理方法

由于城市垃圾管理系统必须遵守欧洲垃圾政策和指令的原则及目标，垃圾填埋的作用将会显著下降。爱沙尼亚的城市垃圾回收已经达到了一个相对较高的份额。欧盟关于包装及包装废弃物的 94/62/EC 号指令[5]以及填埋税导致的日益增长的填埋费用[11]推动了垃圾收集和再循环系统的发展。

爱沙尼亚的经验表明，物质循环利用也受到原生材料和再生材料市场价格波动的影响。垃圾分离出的资源中，高比例的杂质也是另一个限制其再利用的因素，相同的原因同样影响有机垃圾的回收再利用。家庭有机垃圾的堆肥经验表明，堆肥的质量较低[17]。市场对此类产品的需求量不高是限制堆肥的另一个原因。在爱沙尼亚，大部分可生物降解的城市垃圾的堆肥被用作垃圾填埋场绿化的填埋材料。

近年来在波罗的海国家，机械生物处理（MBT）垃圾作为一种处理城市混合生活垃圾的替代方式得到了广泛的关注。由于在运行不同的城市生活垃圾回收系统中遇到许多问题，MBT 方法被认为是众多处理城市生活垃圾的替代方案中相对简单和便宜的。许多私营的垃圾处理公司和政府已经开始投资新的 MBT 设施。然而爱沙尼亚的第一台简单低成本 MBT 设施的经验表明，该方法所生产的垃圾衍生燃料（RDF）的质量相对较低。而且该方法剩余的垃圾残留部分里包含有一定量的重金属和其他有害或干扰物质，因此需要填埋。

MBT 设施和传统的固体燃料 WtE 厂对区域内可利用的城市混合生活垃圾产生了竞争。在爱沙尼亚，计划建造或已经开始建造的 MBT 设施的容量超过了可利用的城市生活垃圾数量。在立陶宛和拉脱维亚，MBT 设施的投资都受到了政府的支持，这影响了垃圾管理市场的公平竞争。

在这种新形势下，政府当局起到了至关重要的作用。所有三个波罗的海国家的当地政府都正在规划垃圾管理体系以及开展对垃圾的收集和处理工作。与拉脱维亚和立陶宛相比，爱沙尼亚行政区相对较小，所以他们没有能力处理强加给他们的垃圾管理任务。政府对自由竞争市场的放开导致爱沙尼亚垃圾管理市场的私有化程度较高，这种情况偶尔会引起有关垃圾所有权的法律问题。极端自由的垃圾管理市场已经导致不同的垃圾回收厂和公司之间激烈的商业竞争，这一点同样影响了垃圾焚烧的经济性。而且，正在发展的爱沙尼亚 WtE 项目没有与各市签署任何有关垃圾供应的合同。

拉脱维亚和立陶宛的许多城市已经成立了区域垃圾管理中心，并开始规划和开发地区一级的垃圾管理。这些城市同时也通过某些垃圾管理的措施直接参与到城市生活垃圾的管理中，例如规划新的垃圾管理基础设施，经营地区垃圾填埋场，新建城市垃圾回收站和绿色垃圾填埋点，对城市生活垃圾回收进行招标以及征收垃圾费等[32]。显然，拉脱维亚和立陶宛这两国对垃圾有较强的控制，这些垃圾管理措施对垃圾管理行业也产生了一定的影响。

10.3.4　能源行业的发展

大型 WtE 设施，例如城市垃圾焚烧热电联产厂能提供大量能源，因此在当地能源市场中起到了重要的作用，尤其在规模较小国家中。所以，焚烧发电厂是否被采纳到当地政府的法律框架和能源行业的基础设施建设中是非常重要的。同时，对区域供

热系统中潜在余热利用也是一个很重要的方面。

在未来的几年中，波罗的海国家能源市场的能源来源将会发生巨大的变化[19]。城市生活垃圾的可生物降解部分作为一种生物质已被认为是一种可再生能源。利用城市生活垃圾生产能源可以实现在欧盟层面达成一致的20%可再生能源目标以及20%的CO_2减排目标。垃圾发电和供热正在逐步替代传统的利用化石燃料产生能源的发电厂。

所有波罗的海国家都承诺到2020年完成欧盟的20-20-20目标（能源的消耗和温室气体的排放减少20%以及利用可再生能源替代20%的能源消耗）[3]。为了达到欧盟20%的平均目标，各个国家也都制定了自己的目标。2020年，爱沙尼亚的可再生能源将会占能源消耗的25%（目前为18%），立陶宛为23%（目前为15%），拉脱维亚为42%（目前为31.4%）[15]。所有三个国家也都已经出台了政策和支持计划促进可再生能源的发展。在爱沙尼亚，可再生能源行业的发展主要集中在风能和以生物质能/废弃物为主的热电联产（CHP）。作为一项支持计划，可再生能源的生产商能将发出的电能以一个较高的上网电价售卖给国家的能源公司。另外这些国家还支持CHP和供热厂使用可再生能源燃料。

和其他波罗的海国家一样，拉脱维亚为了提高可再生能源的比例也装备了更多的利用生物质/废弃物生产能源的设备，大致描绘出了现代化的区域供热体系以及可用燃料结构组成的改变。这几个项目的重点是利用可再生资源生产能源，尤其是利用生物质/废弃物生产能源。

立陶宛的能源行业正处于重组阶段，以应对伊格纳利纳核电站的关闭。政府已经推出了多项措施，以促进立陶宛可再生能源的发展。例如能源市场自由化，提高能源效率，扩大可再生能源的使用以及促进小型能源生产。促进可再生能源的发展是立陶宛能源政策最主要的目标之一，重点放在热能的生产上。立陶宛已经拨出4800万欧元用于建设生物质燃料/废弃物锅炉以及CHP发电厂直到2013年。此外，政府已经推出一项关于购买绿色电力的特殊政策。相比于目前传统能源的价格平均水平，政府收购生物质能源价格要高出50%~60%，并且这个价格将保持不变直到2020年。政府强制性地购买所提供的绿色能源，如果并网可能享受40%的税收优惠。

为了具有较高的能源效率，大型垃圾焚烧热电联产厂应该被并入区域供热网中。在那里，垃圾焚烧厂能随着热负载的日常变化和季节变化起到相应的作用。

和许多其他的东欧国家一样，波罗的海国家的区域供热有一个相对较高的比例。大多数主要城市有大型的区域供热网，这可以追溯到苏联时期。例如，爱沙尼亚的区域供热大约占热量消耗的70%[17]。大多数区域供热系统比较小，热量通常由相对较小的锅炉提供（爱沙尼亚80%的锅炉负载小于1MW）。波罗的海国家最大的几个区域供热网都位于大都市（例如塔林，里加，维尔纽斯，克莱佩达，考纳斯等），在这些地方的区域供热份额接近90%。虽然区域供热系统所用的燃料有所不同，但是大多数大型发电供热厂仍然使用化石燃料（石油，天然气）。

能源政策和化石燃料成本的增加促进了当地热能生产商将陈旧低效的技术向以包

括垃圾在内的可再生能源为燃料的 CHP 技术的转变。

10.3.5　公众的看法

当地垃圾处理方法的改变获得了媒体的巨大关注。由于广泛的宣传以及较高的认知，许多人和组织反对新的垃圾处理设施。对垃圾焚烧厂没有公共认知的地区，人们通常会不信任垃圾焚烧技术以及不满其对环境产生的影响。波罗的海国家的经验表明，对决策者和开发人员的不信任可能导致任何垃圾焚烧设施都不受附近居民的欢迎。废弃物处理问题上的舆论广泛多样并且常常愈演愈烈。公众反对垃圾焚烧厂在纽尔维斯的发展是一个很好的例子。由于与公众协商失败，所以该项目被否决了。

垃圾焚烧仍被普遍认为是巨大的污染源。在已经建有能源设施的地区建造垃圾焚烧厂，公众的反对态度可能没有那么强烈。然而如果一个相同的垃圾焚烧厂在之前曾引起过环境问题，那么公众反对的态度就会很强烈。

因此，以一个值得信赖的方式与公众详细沟通垃圾焚烧技术以及该技术对当地和全球环境的影响是非常重要的。Iru WtE 厂的发展可被视为一个积极的范例。在早期阶段，开展针对公众尤其是设施周边居民的公共信息会议以及座谈会。除了环评，一些独立的研究机构也被命令提供全面自主的有关 WtE 厂对环境影响的信息。这一切都确保了 Iru WtE 厂在公众中有较少的反对声音。

10.4　爱沙尼亚 Iru 废弃物能源化处理厂的案例

2006 年，爱沙尼亚国有能源公司 Eesti Energia AS 准备在其首都塔林的郊区建造一座废弃物能源化处理厂。

其主要目的是为了使爱沙尼亚能源公司的生产组合多元化，因为该公司目前主要通过化石燃料生产能源并且有较高的二氧化碳排放。此外，该公司也需要更换和添加新设备以满足日益变化的热和电力的市场需求，因为老旧的能源生产装置不具有足够的灵活性。

WtE 厂是在一个现有的 Iru 热电联产厂的基础上扩建改造来的，该热电联产厂已经在当地供热发电超过 30 年了。这个热电联产厂是塔林和马尔杜地区供热的主要提供商之一，目前以天然气为主，石油则作为一种储备燃料使用。

新的垃圾焚烧厂每年可以燃烧 22 万吨堆放在垃圾填埋场的城市生活垃圾，相应的每年将会节省 7 千万 m^3 天然气。该焚烧厂焚烧的垃圾主要来自塔林地区（塔林及周边的城市），这些地区会产生超过 50% 的爱沙尼亚城市生活垃圾。然而由于爱沙尼亚的国境面积较小（45226km^2），垃圾也可以从该国家的其他地方收集。

垃圾焚烧热电联产厂于 2010 年开始建造，预计在 2013 年正式开始发电供热。作为波罗的海国家第一座垃圾焚烧厂，这个厂也被看作是该区域相似的垃圾发电项目的试点项目。

10.4.1　焚烧技术

WtE 垃圾焚烧厂所选用的是现代化垃圾焚烧技术；该技术是商业应用中最可靠、

最经济的。这种垃圾焚烧技术具有足够的灵活性，能燃烧各种没有经过预处理的垃圾，发电供热的价格在市场中也比较有竞争性。该垃圾焚烧的技术非常普遍地应用在相邻的北欧国家以及欧洲大约400个相似的发电厂中[9,27]。芬兰首都赫尔辛基也将建造一个与Iru使用类似技术的WtE厂。

平均发热量为10.5MJ/kg（8～15MJ/kg不等）的混合城市生活垃圾将会在一个现代空冷移动式炉排中焚烧，垃圾处理量为27.5t/h（22万吨/年），垃圾中约82%的能量将会转变为热能和电能。垃圾能源转化厂的热能容量为50MW，电能的计划容量为17.3MW。这将会补充和部分替代现有Iru热电联产厂的容量。

根据欧盟新的废弃物框架法规中能源效率计算公式R1，废弃物能源化处理厂的效率高达1.28。这样的WtE厂由于符合法规中的能源效率标准，所以被认为是一种满足公式R1的废弃物回收方式（见表10-3）。

表10-3 Iru WtE机组的主要参数

热处理机组	集中燃烧—MARTIN炉排
机组数	1×2.7t/h（译者注：应为：1×27.5t/h）
容量	220000t/年
能源效率（R1）	1.28
热能	50MW
电能	17MW

垃圾燃烧系统的主要组成如下：

- 垃圾接收站和储存仓。
- 自动输送和混合系统（起重机和垃圾给料斗）。
- 燃烧单元（MARTIN逆向移动炉排）。
- 立式余热锅炉（CNIM）。
- 蒸汽轮机和发电机。
- 污染物控制系统，包括烟气处理设施（CNIM/LAB半干系统）（见图10-4）。

MARTIN逆向移动炉排是整个燃烧系统的关键组成。它由数台倾角为26°的炉排并列运行，每个炉排的运转都有自己的驱动器和送料装置。炉排是由经过耐磨损和耐高温处理过的铬钢合金制成的炉条组装形成的，固定式和移动式炉排的交替排列构成了整一个炉排的运行。

炉排反向移动能确保炉排表面覆盖有一层垃圾或灰作为保护层。在炉中，由于热辐射导致的热磨损不会发生，所以炉条的使用寿命比较长。即使垃圾含有很高的热值也不需要水冷却。

燃烧所需的空气被划分为通过炉排表面的一次风和喷射进炉子参与燃烧的二次风。每个炉排的运行都被划分为几个空气区。一次风根据需求配比，而且它也不需要对炉条进行冷却。

一次风通过炉排表面有一个稳定的压降，保证了每个区域内空气的均匀分布。通过每一个冲程结束后相邻炉条的相对运动，炉条间的空气间隙也会一直保持清洁。

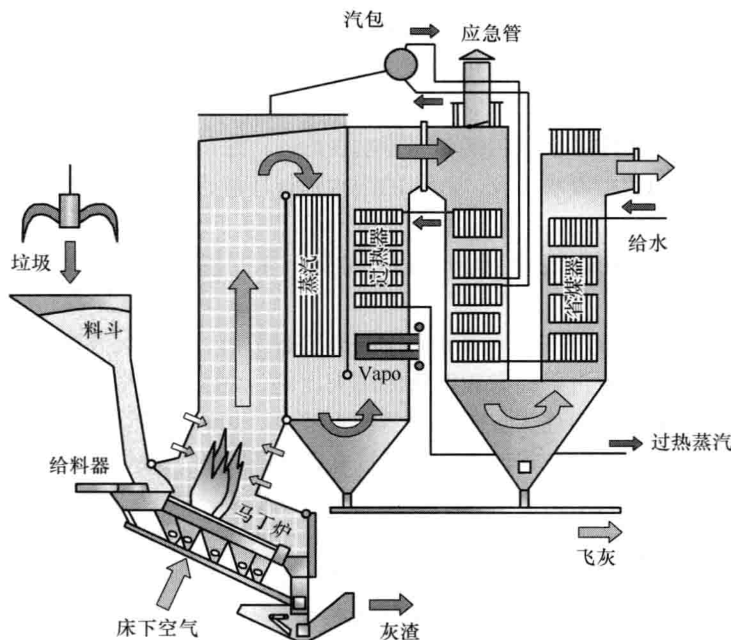


图 10-4　Iru WtE 设施的主要组成部件

垃圾燃烧所释放的热量由一个和炉排形成整体结构的水冷壁回收。垂直型的锅炉由顶部支持，包含一个汽包和五条纵向管路。锅炉产生的过热蒸汽供给背压式汽轮机。三个蒸汽阀门确保了区域热网的反馈以及内部装置的反馈（空气预热器，除氧器等）。

许多新装置的零件将会安装在现有的工厂中，该装置也将会用到工厂中 202.4m 高的烟囱。汽轮机和发电机将会安装在已有的建筑里，已有的办公楼和其他辅助房间也将会被使用。

这种焚烧炉的污染物控制系统包括烟气净化过程，废水处理装置，气味和噪音控制系统以及灰渣处理系统。

为了防止垃圾的臭味扩散出装置区域，垃圾处理将会在一个密闭的房间内进行。卡车将会驶进大楼直接将垃圾倾倒进一个较深的储存仓。垃圾燃烧所需要的空气则来自于垃圾装卸室和垃圾储存仓。这些房间都处于负压的状态，保证房间门打开后会有一股向内的气流产生。

烟气净化过程先后包括活性炭和半干石灰洗涤过程，布袋除尘器去除微粒以及两级湿法洗涤过程。垃圾清洗过程将会去除大部分从半干洗涤过程中残留下来的 HF、HCl、SO_2 和 Hg。为了避免烟气净化过程中产生废水，湿法工艺产生的少量废水将会在锅炉中蒸发。

通过在流动烟气进入布袋除尘器之前加入活性炭的方法除去二恶英，之后二恶英以及活性炭将会与飞灰和 FGT 残留物一起被收集。

燃烧产生的 NO_x 的去除则发生在锅炉第一条管路注入氨水后所发生的选择性非

催化还原反应（SNCR）中，从而确保达到垃圾焚烧法规 2000/76/EEC 的标准要求。

由于工厂采用半干法烟气净化系统，所以被设计为废水零排放。这是通过对工厂产生的废水的再利用所实现的。

独立的系统将实施排水，包括对屋顶水在内的雨水的处理和排放。因此，它不会与潜在的或实际的污染废水混合。收集的雨水不能存放在工地，将会被排放到公共地下水道中。

该设施将利用 Pirita 河里的水和少部分的地下水。正常工作条件下，每小时水消耗量约为 $6.5m^3$。

废弃物能源化处理厂产生的主要固体废弃物有炉渣、飞灰以及烟气处理残留物。

燃烧结束后，炉渣占了固态残留物的最大比例。垃圾在炉排中燃尽后产生的炉渣落入底部的炉渣槽，继而进入湿灰分离器的水浴中。炉渣由燃烧过程中的惰性材料组成，如玻璃、金属、土壤及其他成分。通过电磁筛的作用，对炉渣中有色金属和金属废料进行分离回收。剩余的炉渣被存放在一个单独的表面密封的炉渣槽中。炉渣槽提供了一个 900 吨容量的临时存储场所，这相当于大约 4 天的炉渣产生量。炉渣最终将会被填埋，不过将炉渣作为一种建筑材料的替代品正在研究。

含有飞灰、钙盐、石灰以及活性炭（或焦炭）的烟气处理残留物将会被收集在布袋除尘器中。通过气动将烟气处理残留物输送到两个全封闭筒仓/钢罐里。烟气处理残留物最终将会被送到特殊危险废弃物填埋场或者德国的旧煤矿进行填埋。

10.4.2 经济方面

一个废弃物能源化处理厂的经济成本受到工厂的设计和大小、法律、劳动力成本、耗材成本、热利用潜力、能源市场价格等地域因素影响。

Iru 废弃物能源化厂总投资大约为 9800 万欧元。由于技术供应商为所有的工程、采购和施工（EPC 合同）提供了齐全的设备（交钥匙工程），所以投资成本相对较低——每吨装机容量为 445 欧元㊀。而其他相似的废弃物能源化厂的投资成本则为每吨装机容量 600 ~ 900 欧元[17,30]。低成本投资主要是通过将新能源机组与现有的电厂紧密整合在一起所实现的。在欧洲，能实现低成本投资仅限于那些经验丰富，拥有或经营好几个发电厂，并且有建设和管理垃圾焚烧厂能力的能源公司。

投资成本可以被分为四个不同的部分。在表 10-4 中，总投资成本被划分为四个主要的组成部分，同时展示了每个部分占总投资成本的百分比。

表 10-4 Iru WtE 机组资金总成本的分配情况

组　成	资金成本比例（%）
热处理设备和烟气处理设备（炉排，锅炉等）	60
能源生产设备和带电设备（蒸汽轮机，发电机变压器等）	15
公用工程	10 ~ 15
其他	10 ~ 15

㊀ 以年处理量为基数。——译者注

垃圾发电厂运营成本比较难计算，因为运营成本取决于多个可变的经费支出，如废渣处理费用、设备维护费用、工资等。运营成本约为每吨垃圾 50 ~ 70 欧元。欧洲每吨垃圾的平均运营成本也下降到了相同的范围（每吨装机容量 45 ~ 70 欧元）[17,30]。运营费用被划分为几个不同的组成部分，如表 10-5 所示。

表 10-5　Iru WtE 机组运营成本的分配情况

组　　成	运营成本比例（%）
人工及耗材	25 ~ 35
维修保养	20 ~ 30
其他（管理和处置）	40 ~ 50

对于垃圾焚烧的经济性而言，能源销售是一个重要的因素。潜在的能源生产和能源销售收入很大程度上取决于垃圾的组成成分（发热量）、潜在的能源利用以及市场能源价格（热能和能源）。

2010 年，市场平均电价（北欧电力交易所）约为 45 欧元/MWh，有竞争力的热能价格约为 30 ~ 35 欧元/MWh。此外，热电联产有一些电力生产补贴（32 欧元/MWh）。

预计能源销售收入可以涵盖 80% 的总投资成本。在欧洲，平均约为 40%[26]。

通过对投资费用和能源销售的潜在收益进行估计，可以计算出净处理费用。垃圾焚烧净成本的粗略估计显示，爱沙尼亚的垃圾发电厂处理城市生活垃圾费用与垃圾填埋的平均费用大致相同（45 欧元/吨）。在未来更高的能源价格和其他有利条件的影响下，城市生活垃圾焚烧的成本可能会更低。然而，如果一个或多个关键先决条件出现问题（尤其是垃圾供应、垃圾热值及能源价格），实际的净处理费用将会受到严重的影响。

10.4.3　环境影响

垃圾焚烧会产生一定的环境影响。除了通常在 EIA 框架中被研究的特定区域影响外，间接的影响/排放应该被考虑进垃圾焚烧设施的净影响评估中。因为城市生活垃圾焚烧纳入在区域垃圾管理系统中，所以它将会被拿来和其他替代的垃圾管理方案进行对比。针对管理城市生活垃圾这一问题，基于环境评估的生命周期方法能帮助确定一个全面最佳的环境解决方案。而不用担心例如建造一个垃圾焚烧厂的决策会导致更多的负面影响[4,33,34]。

由于 Iru 垃圾焚烧机组将会扩建在一个已有的电厂上，所以对当地的环境影响将会相对较小。一份 EIA 环境评估总结报告指出，大气直接排放物的潜在增长为 0.01% ~1%。然而，间接大气排放物将会显著下降。这是因为城市生活垃圾取代了目前的天然气和石油等化石燃料。垃圾焚烧生产能源将会部分抵消化石燃料生产能源时（电能和热能）所产生的排放物。在关于排放温室气体导致气候变化方面，这一点尤为重要。

在城市垃圾管理策略的范围内，大规模的城市生活垃圾焚烧已经被提上议程。作为评估环境影响的一部分，一项额外的生命周期评估已经开始研究[20]。这项研

究的主要目标是为了评估在Iru垃圾焚烧机组中城市生活垃圾焚烧怎么影响生命周期。这个生命周期是以爱沙尼亚城市生活垃圾管理系统的环境影响为基础的。垃圾焚烧方案曾和另一个替代的方案做过比较，该方案通过密集的材料和生物回收城市生活垃圾也实现了爱沙尼亚垃圾管理的法定目标。2000年废弃物管理的环境影响评估被认为是一个起点。垃圾管理计划WAMPS的LCA模型可以用来评估垃圾管理方案的环境影响[17]。本章的LCA研究结果主要是关于垃圾管理对气候变化的影响（温室气体排放）。

这两种研究方案都符合欧盟相关指令的法律规定和回收目标。假设在研究期间，垃圾的组成成分保持不变。又假设在经济危机过后，城市生活垃圾数量持续增长。对于这两种情况也都假设最迟在2010年爱沙尼亚所有的垃圾填埋场装备了填埋气体收集系统，并且到2020年填埋气体的回收率增大至50%。在2010年前，收集的气体直接燃烧。2010年后，收集的气体被用作生产电力和热能，它可以取代用于发电的油页岩和用于区域供热的天然气。垃圾也将会取代用于发电的油页岩和用于区域供热的天然气进行能源生产，因为油页岩和天然气燃烧所排放的CO_2对气候变化有较大的影响。

基本方案（方案0）——在2000年，填埋城市生活垃圾（占城市生活垃圾总量的92%）是爱沙尼亚城市生活垃圾管理的主要方法。在那时，填埋场还没有填埋气体收集系统，而且只有少量的包装废弃物（主要是PET瓶和纸板）被单独收集和回收利用，并且也没有可生物降解垃圾的集中回收系统。大约有17000t可生物降解垃圾（主要是园林废弃物）被家庭用做堆肥（占城市生活垃圾总量的4%）。据推测，家庭堆肥的份额将会保持不变直到2020年。

将回收的材料集中焚烧（方案1）——在2020年，垃圾焚烧将会是爱沙尼亚城市生活垃圾管理的主要方法。Iru垃圾焚烧厂将会焚烧45%的爱沙尼亚城市生活垃圾。当塔林大片的住宅区建立区域供热网后，大量的热能将被利用起来。在这个方案里，可回收材料（主要是包装废弃物、纸张、纸板和金属）的分开收集和回收再利用的数量将会增加以满足欧盟包装指令的回收目标。预期约有30%的废弃物材料将会被回收。由于垃圾焚烧已经造成了可生物降解垃圾的减少，预计生物回收份额不会超过城市生活垃圾总量的15%。集中收集的厨余垃圾将会用强制通风静态堆肥法进行堆肥。收集的园林垃圾也将会在一个户外的干草堆上进行堆肥。废弃物回收再利用和集中起来焚烧使得剩余的垃圾数量相对较少，这部分剩余垃圾将会被填埋（占城市生活垃圾总量的13%）。

通过生物堆肥进行材料再循环利用（方案2）——这种方案将会在2020年实施，到时通过材料和生物的循环，法定目标将会实现。此外，这个方案的材料回收量预计将会达到城市生活垃圾总量的30%。城市生活垃圾的堆肥量增长到了37%，满足了填埋指令中不得将可生物降解垃圾进行填埋这一要求。利用垃圾集中堆肥的方法（没有填埋气体回收和能源回收）对湿的可生物降解垃圾进行堆肥，剩余的垃圾残留物将会被填埋（见表10-6）。

表 10-6　城市生活垃圾管理方案

方　　案	材料回收利用（%）	可生物降解回收利用（堆肥）（%）	焚烧（%）	剩余垃圾（填埋）（%）
2000 年基本方案	4	4	0	92
2020 年方案 1	27	15	45	13
2020 年方案 2	27	37	0	36

这些方案的温室气体净排放分析结果如图 10-5 所示。该图显示了垃圾管理系统的温室气体排放量减去原来系统的排放量后所得的净排放量。如果垃圾管理方案或垃圾管理实际操作的温室气体排放量比原来系统排放量低的话，则说明温室气体净排放结果是负的。

比较两种方案我们能发现，焚烧方案（方案 1）相对于替代方案（方案 2）有更大的气候保护潜力。在焚烧方案里，垃圾回收再利用的比例较高且能从垃圾中获取能源，甚至 CO_2 的净排放量是负的。被填埋的垃圾量相对较少，高比例的材料回收再利用（避免了材料的再生产）以及 Iru 垃圾焚烧设备从垃圾中获取能源（减少了原来系统燃烧油页岩和天然气进行供热发电时产生的温室气体排放）是造成温室气体净排放量为负的原因。

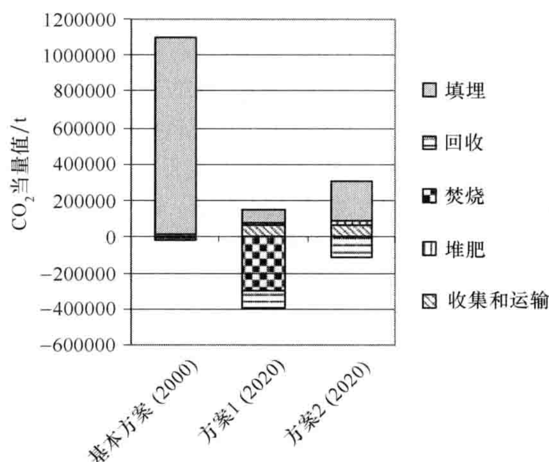


图 10-5　2000～2020 年垃圾管理方案的温室气体净排放（CO_2 当量值，吨）

垃圾焚烧和垃圾生物堆肥再利用对温室气体的减排贡献分别为 75% 和 25%。在方案 2 中，温室气体减排的实现主要依靠材料的回收再利用以及垃圾填埋。由于这个方案中堆肥不能提供任何能源，所以温室气体排放量比焚烧方案的要高一些。

尽管在两种方案里，垃圾填埋速率将会显著下降，并且填埋气体回收将会有一个相对较高的比例，但是，到 2020 年之前垃圾填埋场仍是一个主要的温室气体排放源。由于垃圾回收再利用的增加，垃圾的收集和运输过程中所排放的温室气体也将会持续

增加直到2020年。在方案2中，可生物降解垃圾的更高收集率也导致了CO_2排放的轻微增加。然而，这两种方案中垃圾的收集和运输对评估温室气体净排放量的影响都相对较小。

10.5 结论

由于三个波罗的海国家必须遵守欧盟废弃物政策和指令中所规定的原则和目标，所以他们正面临着城市生活垃圾管理系统的改变。过去的几年中，在这些国家里热处理城市生活垃圾作为一种垃圾处理方法被广泛地讨论，因为这种方法能在短时间内帮助他们完成法定的目标。

总的来说，波罗的海国家有着相似的社会经济特征、废弃物和能源行业的发展以及相似的地理条件，这些都导致形成了相似的包括废弃物能源化在内的垃圾管理基础设施的发展框架。然而，从目前的研究以及第一个废弃物能源化项目的经验来看，一些当地的或者区域的因素会显著地影响垃圾焚烧的经济性。由于一个垃圾焚烧厂的寿命大约为30年，所以在发展垃圾焚烧项目之前必须仔细研究这些影响因素在未来可能的发展趋势。

三个波罗的海国家关于垃圾管理的法律有着相同的要求。然而，更重要的是要怎样促进这些政策的实施。爱沙尼亚的经验表明，相对较高的垃圾填埋税以及禁止对未分类的城市生活垃圾进行填埋给包括垃圾焚烧在内的新处理方法的发展提供了有利的条件。通过计算爱沙尼亚新的Iru垃圾焚烧厂的经济成本，我们可以发现垃圾焚烧较填埋和其他混合垃圾回收方案（例如MBT）费用更低。

垃圾焚烧的投资必须有稳定的高热量垃圾供应，以确保经济上的可行性。近几年的垃圾分类研究结果表明，由于可燃材料的比例较高，波罗的海国家的混合城市生活垃圾的发热量相对较高。然而，城市生活垃圾的组成成分和数量可能会随着额外的回收以及区域社会经济情况的改变而变化。近期的经济危机显著减少了城市混合生活垃圾的数量便是一个最好的例子，也使早前的垃圾产生量预测出现了问题。而且这也将会导致没有足够的城市生活垃圾提供给规划中的垃圾回收设施。例如，Iru垃圾焚烧厂计划将会焚烧大部分的目前拿来填埋的城市混合生活垃圾（大约是每年城市生活垃圾总产量的一半）。如果垃圾供应不稳定，将会显著影响其他所有城市生活垃圾管理的经济性。而且传统的固体燃料焚烧厂将会和MBT设施产生竞争，因为他们要争夺区域内相同的城市混合生活垃圾资源。

在垃圾市场更加自由以及不同垃圾回收设施之间不断增多的商业竞争的新形势下，政府当局管理和控制垃圾行业的能力和意愿扮演了一个重要的角色。拉脱维亚和立陶宛已经建立了区域垃圾管理中心，直接参与城市生活垃圾的处理服务以及基础设施项目的建设。而爱沙尼亚政府对垃圾市场的控制则相对较少。

由于欧盟政策目标的限定，波罗的海国家的能源市场正在向新能源转型。城市生活垃圾包含大量的可生物降解和可再生材料，这些材料都是很有前景的新能源资源。

因此，废弃物能源化方案为能源安全和能源多样化做出了潜在的贡献，并且也符合新能源的增长要求。三个波罗的海国家都已经出台了政策和支持计划去促进新能源的生产。另一个有利因素是废弃物能源化设施潜在的热量高利用率，这是因为这些国家的气候条件相对较冷以及许多大城市现存有大型的供热网。Iru 能源转换设备的研究表明，相对较高的地区供热价格和 RES 支持计划使得波罗的海国家的平均能源收入较其他欧盟国家要高很多。

当发展废弃物能源化设施时，公众的看法作为一个重要的因素需要被考虑。波罗的海国家的经验表明，公众对决策者和开发人员的不信任可能会导致任何形式的垃圾管理设施不被设施附近居民所欢迎。公众仍然认为垃圾焚烧设施是一个巨大的污染源，并且很难信服它对健康和环境的危害在控制范围内。因此，以一个值得信赖的方式很好地计划和开展公众参与机制并且与公众交流相关技术以及设施对环境健康的影响是非常重要的。

当在国家和地区层面上发展可持续垃圾管理计划时，决策者对整个生命周期的考虑以及权衡不同垃圾管理方案之间的利弊也是非常重要的。Iru 废弃物能源化设施的生命周期研究结果表明，焚烧垃圾生产能源能部分抵消化石燃料生产能源时产生的排放物。在全球气候变暖的背景下，这显然具有重要的意义。因为爱沙尼亚目前仍然利用油页岩进行燃烧发电，这对气候变化有着巨大的影响。从环境影响的角度来看，对垃圾中可回收材料进行高比例的回收并将剩下的大量垃圾进行焚烧生产能源是首选的城市生活垃圾管理方案。

总的来说，在波罗的海国家应用大型的废弃物能源化设施对城市生活垃圾进行热处理有一个相对较好的前景。尽管一开始的投资相对较高，但是能源行业的一些有利影响因素使得废弃物能源化设施在处理城市生活垃圾时有一个相对较低的成本。因此，可以认为垃圾焚烧提供了一种有利于环境且经济有效的垃圾处理方式，而且也满足欧盟严格的废弃物管理目标。然而，大规模的城市生活垃圾焚烧必须被置于全面的垃圾管理策略的背景下，而不是作为一个单独的方法被讨论。

参考文献

1. Autret E, Berthier F, Luszezanec A, Nicolas F (2007) Incineration of municipal and assimilated wastes in France: assessment of latest energy and material recovery performances. J Hazard Mater B139:569–574
2. Bulkeley H, Askins K (2009) Waste interfaces: biodegradable waste municipal policy and everyday practice. Geog J 75(4):251–260
3. CEC (2008) Communication from the commission to the European parliament, the council, the European economic and social committee and committee of the regions. COM (2008) 30 final
4. Damgaard A, Riber C, Fruergaard T, Hulgaard T, Christensen TH (2010) Life-cycle-assessment of the historical development of air pollution control and energy recovery in waste incineration. Waste Manage 30:1244–1250

5. EC (1994) European Parliament and Council Directive 1994/62/EC of 20 December 1994 on packaging and packaging waste. Ofiicial Journal, L 365
6. EC (1999) Council Directive 1999/31/EC of 26 April 1999 on the landfill of waste. Ofiicial Journal, L 182
7. EC (2000) Directive 2000/76/EC of the European Parliamnet and of the Council of 4 December 2000 on the incineration of waste. Official Journal, L 332/91
8. EC (2008) Directive 2008/98/EC of the European Parliament and the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives. Official Journal, L 312/3
9. Ecoprog (2010) Waste to energy. The Worldwide Market for Waste Incineration Plants 2010/2011. http://www.ecoprog.com/en/pdf/studies/studie_waste_incineration.pdf. Accessed 20 Jan 2011
10. EEA (2007) Greenhouse gas emission trends and projections in Europe 2007. European Environment Agency, EEA Report No 5, Copenhagen
11. EEA (2009) Diverting waste from landfill—effectiveness of waste policies in the European Union. European Environment Agency, EEA Report No7, Copenhagen
12. ETC/RWM (2007) Environmental outlooks: municipal wastes. Working paper 2007/1, Copenhagen. http://waste.eionet.europa.eu/publications. Accessed 20 Jan 2011
13. Gohlke O (2009) Efficiency of energy recovery from municipal solid waste and the resultant effect on the greenhouse gas balance. Waste Manage Res 27:894–906
14. Grosso M, Motta A, Rigamonti L (2010) Efficiency of energy recovery from waste incineration, in the light of the new waste framework directive. Waste Manage 30:1238–1243
15. Ministry of Foreign Affairs of Denmark The Trade council Baltics (2008) Market opportunities, Sector analyses. Energy and Environment. http://tradecouncil.baltics.um.dk/en/menu/MarketOpportunities/SectorAnalyses/EnergyAndEnvironment/?printmode=True. Accessed 20 Jan 2011
16. Moora H (2007) Installation of waste incineration unit in Iru power plant—Life cycle based environmental and economic assessment. SEI-Tallinn. (In Estonian)
17. Moora H (2009) Life cycle assessment as a decision support tool for system optimisation—the case of waste management in Estonia. PhD thesis, Tallinn University of Technology, Tallinn, Estonia
18. Moora H, Jürmann P (2008) The analysis of the quantity and composition of mixed municipal solid waste in Estonia—Municipal solid waste composition study. SEI-Tallinn (In Estonian)
19. Moora H, Lahtvee V (2009) Electricity scenarios for the Baltic States and marginal energy technology in life cycle assessments—a case study of energy production from municipal waste incineration. Oil shale 26(3):331–346
20. Moora H, Voronova V, Reihan A (2009) The impact of municipal solid waste management on greenhouse gas emissions in Estonia. Interdisciplinary Aspects of Climate Change. Frankfurt am Main: Peter Lang Publishers House, pp 311–325
21. Morrissey A, Phillips P (2007) Biodegradable municipal waste (BMW) management strategy in Ireland: a comparison with some key issues in the BMW strategy being adopted in England. Resour Conserv Recycl 49(4):353–371
22. Münster M, Meibom P (2010) Long-term affected energy production of waste to energy technologies identified by use of energy system analysis. Waste Manage 30:2510–2519
23. Papageorgiou A, Perkoulidis G, Karagiannidis A, Kalogirou S (2010) Integrated assessment of a new waste to energy facility in central Greece in the context of regional perspectives. Waste Manage 30:1395–1406
24. Ragosnig AM, Warthe C (2008) Energy efficiency in waste to energy and its relevance with regard to climate control. Waste Manage Res 26:70–77
25. Ramboll (2006) Waste to Energy in Denmark. PE Offset prints. http://viewer.zmags.com/showmag.php?mid=wsdps. Accessed 20 Jan 2011

26. Rand T, Haukohl J, Marxen U (2000) Municipal Solid Waste Incineration—Requirments for a Successful Project. World Bank Technical Paper No. 462
27. Stantec (2010) Waste to energy. A technical Review of Municipal Solid Waste Thermal Treatment Practices. Final Report No 1231–10166
28. Sundqvist JO (1999) Life cycle assessments and solid waste—Guidelines for solid waste treatment and disposal in LCA. Stockholm, AFR—Report 279
29. Taseli B (2007) The impact of the European landfill directive on waste management strategy and current legislation in Turkey's specially protected areas. Resour Conserv Recycl 52(1):119–135
30. Tsilemou K, Panagiotakopoulos D (2006) Approximate cost functions for solid waste treatment facilities. Waste Manage Res 24:310–322
31. Uselytė R, Moora H (2010) Strategic Environmental Impact Assessment (SEIA) of Klaipeda Region Municipal Waste Management Plan. Ekokonsultacijos, Vilnius, January 2010. Report commissioned by Klaipeda Regional Waste Management Centre
32. Uselytė R, Silvestravičiūtė I (2009) Status of Waste Management in Lithuania. Ekokonsultacijos, Vilnius, November 2009. Report commissioned by the Lithuanian Ministry of Environment
33. Winkler J (2005) Comparative evaluation of life cycle assessment models for solid waste management. Int J Life Cycle Assess 9(6):156–167
34. Winkler J, Bilitewski B (2007) Comparative evaluation of life cycle assessment models for solid waste management. Int J Life Cycle Assess 27:1021–1031
35. CNIM Environment (2011) Technological overview. http://www.energia.ee. Accessed 20 Jan 2011

第 11 章　东欧和东南欧废弃物能源化利用

Saša Malek

摘要： 废弃物能源化（WtE）焚烧是现代废弃物管理的一个重要组成部分，在提供安全废弃物处理的同时生产电能和热能。预测表明，那些期望赶上经济增长的国家，特别是新的欧盟成员国，在未来的几十年中废弃物总量将进一步增长。同时，这些国家主要以废弃物填埋为主，对环境造成了最恶劣的影响和温室气体排放，而欧盟则鼓励安全的废弃物处理以及转变以填埋为主的处理方法。因此，许多国家正在努力地达到不断提高的环保标准要求，原因是它们受到欧盟法律的约束，或随着公民环保意识以及国际标准的提高。一些欧盟老成员国，废弃物能源化（WtE）的处理能力似乎已经达到饱和。这对自 1995 年起持续增长但现在似乎失去扩张趋势的 WtE 市场有着深远的影响。因此，所有人的注意力都集中在废弃物焚烧没达到饱和的国家上，一方面是英国、意大利和西班牙，另一方面是欧洲东部和东南部国家（这些国家当中有一些已经是欧盟的成员国，有一些还不是）。但是通往二次发展的道路仍面临着一些挑战。其中之一就是克服邻避现象（NIMBY）的影响——东欧的一些国家需要一些时间来忘掉过去由于粗放型的工业化而带来的环境破坏的不好回忆。他们也需要更好地告诉他们自己采用创新的技术。他们之中的许多国家在未来制定废弃物处理计划过程中还将遭受财力有限、经济不稳定以及基础数据缺失的限制。尽管如此，在未来的欧洲，可能在欧洲的东部或是西部，WtE 的重要意义是毋庸置疑的。WtE 是一个充分成熟完整的废弃物管理系统，使得废弃物生产者可以选择最佳的可能处理方式。通过 WtE，废弃物可成为可再生能源的一个重要来源，并且减轻对气候变化的影响，节约地球的宝贵资源和原材料。因此，WtE 的二次发展将成为能源独立和气候友好新纪元社会的一部分，以告别过去以化石燃料为基础的经济。

11.1　引言

在 2010 年春季，一些环保团队决定就东欧潜在的、严峻的危险废弃物处理问题发布一则公开警告。该警告指出根据近期欧盟统计局发布的数据，东欧成为欧洲回收率最低的一个地区。环保主义者因此决定指出当地存在的最急需解决的废弃物管理问题，例如立法不佳、基础建设不足、城市外部环保意识的缺失以及缺少处理非法废弃物倾倒带来的废弃物管理问题的政治意愿。这些问题同资源回收利用的缺失一起威胁

着人类的健康和环境[86]。

同时，欧盟（EU）越来越多地鼓励环保安全的废弃物处理和转变废弃物以填埋为主的现状。最近生命周期思想已经被引入作为资源管理的指导原则，通过它树立朝着更可持续的消费与生产模式的战略目标前进，将资源的使用和废弃物的产生分开来看。然而，欧洲废弃物的数量还在增加[16]。同时，许多新的欧盟成员国大部分对最差的废弃物处理方法——填埋的依赖超过 80%。因此，欧盟 12 国中的许多国家已经开始为达到欧盟的环保标准而努力，同时也为寻找适合它们特定区域需求的废弃物管理方案而困惑。比较整个欧洲可以发现，具有先进的废弃物管理系统的国家既有高的废弃物焚烧比例，也有高的材料回收率[92]。在废弃物填埋占有率很高的国家当中，只有法国的废弃物焚烧处理的占有率超过了 30%。尽管如此，法国仍有超过 20% 废弃物被填埋，其主要原因是低比例的材料回收和生物处理[3]。在过去的 10～20 年里，一些研究小组和咨询公司一直在分析废弃物焚烧的环保影响，并与其他废弃物处理方案进行比较。通过 38 个案例研究得出如下结论[17,69,117]：

- 根据研究和欧盟废弃物框架指令（2008/98/EC），填埋仍是主要的处理方式并且很明显是最不环保的方式。
- 材料回收、废弃物焚烧、生物处理是可替代填埋而需被更多应用的方式。
- 一般来讲，材料回收与焚烧相比，对环境造成的影响更小。然而，这种说法仅当材料回收基于良好的源头分离和部分清洁材料时才有效。此外，当焚烧涉及纸制品时，对环境造成的诸如全球变暖、光氧化剂和毒性等不良影响更低。对塑料而言，焚烧同样可以降低其富营养化和毒性作用。
- 焚烧与填埋相比，对环境造成的不良影响更小。
- 为了使有机易燃材料的回收和生物处理达到最佳环保效果，有必要利用垃圾焚烧处理材料回收及生物处理厂预处理过程中产生的残留物。
- 考虑到气候变化的环境影响，许多研究表明废弃物能源化（WtE）与机械生物处理（MBT）相比会带来更大的效益；同时，垃圾衍生燃料（RDF）的单独焚烧或者混合焚烧只有很小的差别。决定性的因素是热处理厂的能源效率。对于非热能处理厂，可回收材料产出的数量与质量、能源的需求以及排放是相关联的。
- 由于不同的地区条件和发展机遇，必须允许废弃物通过材料回收、垃圾焚烧以及生物处理的处理量的分配各有差异。
- 对于欧洲不同的地区，地区差异将导致不同的最佳分配。

考虑到整个废弃物梯级管理提供最佳可行的废弃物处理方案，WtE 的实施是成熟的废弃物管理系统的一个标志。考虑到这样的废弃物管理系统重要的环境效益，预计许多以填埋为主的国家，在不远的将来会实施 WtE。这对于东欧及中欧的那些新欧盟成员国（如爱沙尼亚、拉脱维亚、立陶宛、波兰、捷克、斯洛伐克、匈牙利、斯洛文尼亚、罗马尼亚和保加利亚）以及东南欧一部分国家（如阿尔巴尼亚、波斯尼亚、黑塞哥维那和塞尔维亚）尤其有效。由于环境效益，同样可以看到 WtE 在其他非欧盟部分的东欧国家（如白俄罗斯和乌克兰）的发展，这表明未来 WtE 市场的发展将

集中于欧洲的东部和东南部。

11.2 欧洲废弃物能源化国家

废弃物能源化焚烧是城市生活垃圾管理的一项重要技术，即指对于无法通过其他方式回收的废弃物的现代处理方案。因此，这为减少之前采用填埋处理的废弃物的量提供了巨大机会，同时也可以产生电能和热能。该技术已经在欧洲和日本广泛应用，并且没有任何对健康不利的影响[87]。根据各国转变以填埋城市生活垃圾为主的策略以及填埋、材料回收、焚烧所占的比例，可将欧盟成员国分为三类。由于欧盟27国中只有8个国家保持高水平的（均大于25%）材料回收率和焚烧率，并且大部分新成员国属于第三类废弃物管理类型——处理方式最差（材料回收率及焚烧率均小于25%），填埋在欧盟仍然是一种主要的处理方式[18]（见图11-1）。但是这种情况很快就会改变。从广义上讲，近几年来随着生活垃圾越来越多被回收而越来越少被填埋，几乎所有的欧盟成员国的废弃物管理都有所改善。据欧盟统计局统计，1995年62%的城市生活垃圾是被填埋的。而到了2009年这个比例已经降低到了38%并且仍在继续降低。欧盟的一些政策工具，例如《Landfill Directive 1999/31/EC》（禁止填埋未经处理的废弃物）以及《Packaging Directive 1994/62/EC》（废弃物分类收集），迄今为止在想要降低废弃物填埋比例的新成员国效果十分明显。此外，《Renewable Energy Directive2009/28/EC》确立了可再生能源的发电目标，《Waste Framework Directive 2008/98/EC》则介绍了一个新的废弃物梯级管理，根据这条指令垃圾焚烧被

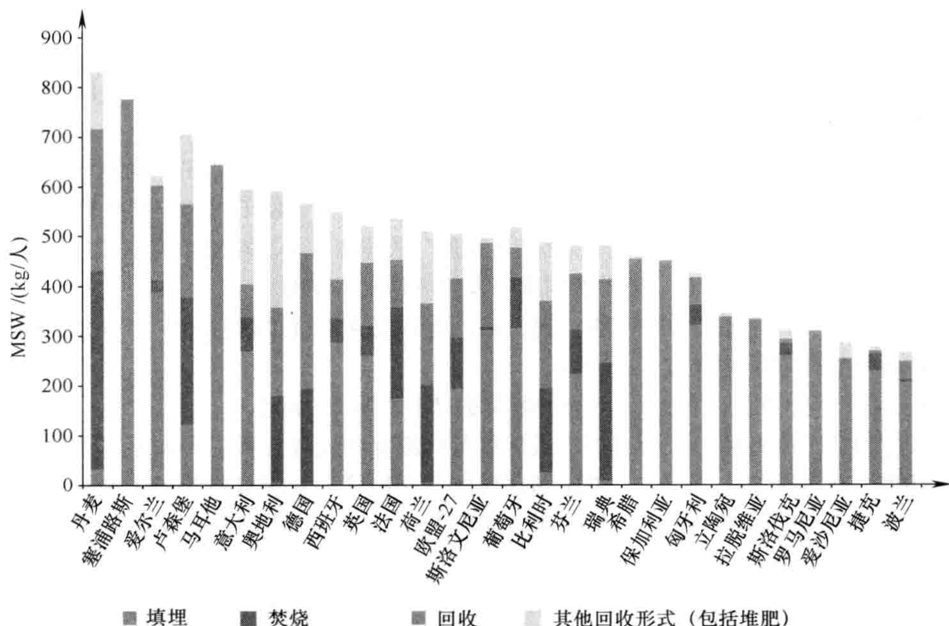


图11-1 2009年欧盟27国生活垃圾处理情况[30]

认为是一种回收方式而不是处理方式（在提供确定的效率的情况下），将这两条指令结合起来可以促进 WtE 的发展。

当前，WtE 在欧洲的发展存在巨大的差距，一些欧盟国家由于可能的产能过剩，WtE 的持续扩张开始受到制约，而绝大多数欧盟国家仍然产能不足或根本没有垃圾焚烧。由于最发达的国家投入到垃圾焚烧废弃物管理的投资似乎有所放缓，其导致的结果是欧洲在过去几年内投入到 WtE 技术的整体投资显著下降。

瑞士咨询公司 Vaccani，Zweig and Associates 所做的一项研究表明，在欧洲焚烧发电厂的订单（包括现有工厂的升级）从 2007 年的 29 个下降至 2008 年的 14 个，最终在 2009 年只有 9 个[31]。在 1995 ~ 2001 年之间，是欧洲 WtE 市场持续增长的第一阶段。当时订单的总数累积到 74629 吨/天，这与每年 10661 吨/天的平均增长相符。WtE 订单的第二阶段增长发生在 2000 ~ 2010 年之间，在此期间实现了平均每年 11740 吨/天，于 2005 年达到高峰，该年平均为 16389 吨/天。并在 2005 年之后的两年内，订单数仍然达到超过年平均订单量（2006 年为 15884 吨/天，2007 年为 15804 吨/天）。最后，WtE 扩张阶段之后便是订单数大幅下滑，年平均 WtE 订单数在 2008 年下降至 8627 吨/天，在 2009 年下降至 8756 吨/天[32]。

瑞典废弃物管理协会[3]的报告研究了 1997 ~ 2005 年废弃物焚烧的发展情况。在这一时期，通过焚烧所处理的城市生活垃圾的重量由 3600 万吨增加到 4900 万吨。最大的增长发生在德国（400 万吨）和意大利（200 万吨）。按人均焚烧量计算，丹麦和瑞士最多。在 1997 ~ 2005 年期间，葡萄牙和捷克开建了他们第一个垃圾焚烧厂。由于居民数量的增加，丹麦、葡萄牙和奥地利的垃圾焚烧能力有了大幅提高。

考虑到西欧家庭和商业垃圾平均 42% 的回收率（包括图 11-2 中提到的国家），以及人均至少 300kg 的不适合于回收的残余废弃物[95]，西欧总共产生的 23080 万吨家庭和商业垃圾中估计有 13400 万吨目前是适于垃圾焚烧发电的。然而，有 6 个西欧国家出现了 WtE 产能过剩的情况。其中程度较为严重的是，卢森堡、瑞典、丹麦以及荷兰。其余的产能过剩以及可能会很快出现产能过剩情况的国家有德国、瑞士、比利时和奥地利。图 11-2 展示了一些现有垃圾焚烧产能过剩的国家。

另一方面，整个西欧仍然有 5000 万吨适于焚烧的废弃物没有进行焚烧处理。WtE 处理能力的使用率略微超过 60%，这种现象在英国、西班牙、意大利尤为典型[95]。这帮助了 WtE 市场在 2010 年的复苏，WtE 订单再次达到年均 10264 吨/天。在未经历 WtE 市场饱和的西欧国家中，英国是最具前途的，拥有许多开发者（运营商）[34]。在英国环境部门最新的私人融资计划资助项目[12]表单中，食品和农村事务包括了 32 个项目，其中 22 个包含了 WtE 和 RDF 工厂。而英国在没有焚烧系统的地区大约还有 80 个潜在地点可用于废弃物能源化（WtE）[91]。截至 2010 年，英国已经连续 3 年成为欧洲最大且最具有活力的 WtE 市场。紧随其后的是意大利，2010 年，其 WtE 订单量（2360 吨/天）是欧洲的最大份额，占到欧洲总订单量（10264 吨/天）的 23%，这使得意大利成为欧洲废弃物能源化（WtE）装置的主要市场[32]。预计东欧的 WtE 也会有所增长，包括图 11-3 中所列的国家。这一增长趋势由已经公布的未

来几年的 WtE 计划而得到进一步巩固。

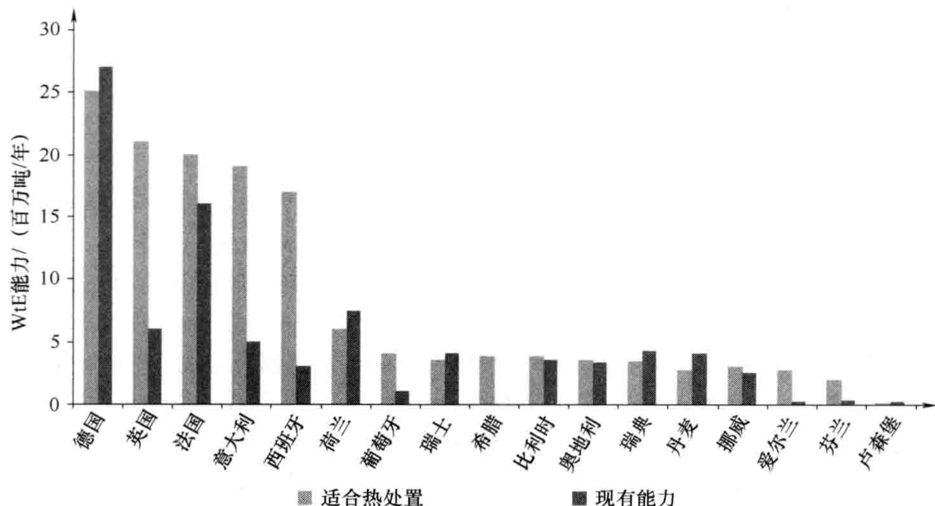


图 11-2　目前西欧大约有 500 座垃圾焚烧厂和 RDF 工厂[95]

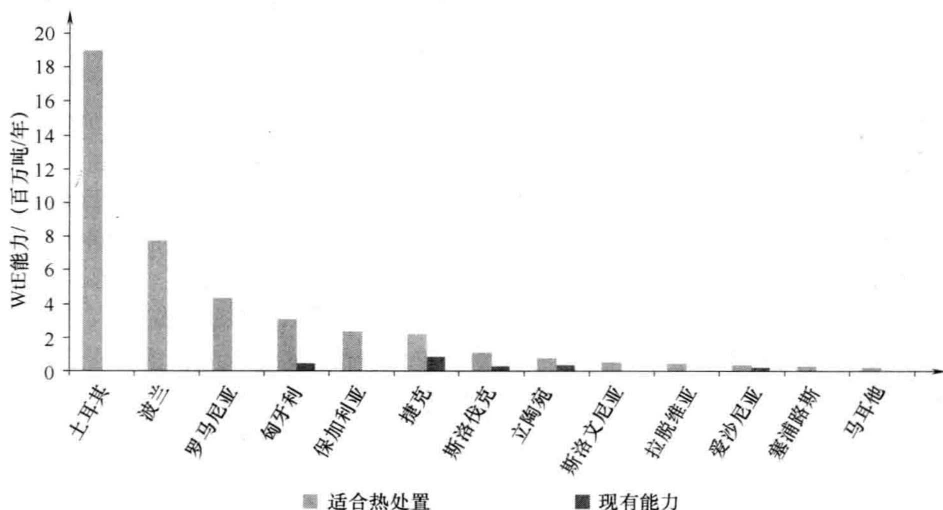


图 11-3　目前在东欧和中欧只有不到 10 个垃圾焚烧厂[95]

假设东欧（包括土耳其）产生的 6710 万吨家庭和商业废弃物的回收率为 38%，或者人均至少 200kg 不适于回收的残余废弃物，那么整个东欧预计总共有 4200 万吨可以焚烧的废弃物。由于整个地区几乎没有垃圾进行焚烧，所以在今后十年里，这里具有巨大市场潜力。目前，已经存在的和可预期的 WtE 焚烧能力总计为210 万吨/年，这仅占可能的 WtE 总容量的 5.5%[95]。

根据德国废弃物能源化研究和技术委员会的估计，整个东欧有超过 50 个 WtE 和 RDF 项目正在进行或者计划进行（包括 13 个国家：波兰、匈牙利、捷克、斯洛伐

克、斯洛文尼亚、罗马尼亚、保加利亚、爱沙尼亚、立陶宛、乌克兰、克罗地亚、塞尔维亚、波斯尼亚和黑塞哥维那)。然而，除了波兰、立陶宛和爱沙尼亚的项目，其他国家计划达到的能力能否实现还不确定。另外，一些欧洲国家有限制垃圾焚烧的政策。为了避免垃圾焚烧的进一步增长，捷克政府在 2009 年发布了优先资助项目的列表，根据这个列表，垃圾焚烧将无法得到政府补贴[47]。

然而，捷克政府部门随后改变了垃圾能源回收的地位，允许通过环境业务项目使用公共资源对 WtE 项目进行资助[97]。根据 2007 年的公告，虽然法国目前大部分的垃圾处理使用焚烧的方法，法国仍决定限制垃圾焚烧和填埋。同样的，苏格兰在政策层面上规定，使用焚烧方法处理的垃圾至多只能占到废弃物总量的 25%。现在的爱尔兰政府也同样反对垃圾焚烧，考虑征收一种垃圾焚烧税来达到阻止垃圾焚烧大规模发展的目的，同时促进堆肥和小型的 MBT 设施来代替垃圾填埋。根据垃圾处理计划，西班牙和葡萄牙将优先发展堆肥，这有助于土地的改良[3]。因此，可以得出以下结论，虽然欧洲垃圾焚烧能力总体上不足，但其市场的发展仍面临着巨大的挑战。一方面，WtE 的最大投资者面临着产能过剩的问题；而另一方面，产能不足、公众对于此技术的接受程度不高、缺少一个废弃物管理（WM）策略以及缺少投资潜力等问题使得 WtE 的发展方向和速度难以预测。另外，目前的 WtE 规模扩大预测主要是基于近期的国家垃圾产生趋势，如果将所有可能影响未来垃圾产生的情况考虑进去，那么这种预测将更加充满不确定性。

11.3　垃圾的产生和预估

各个国家的垃圾组分差异较大，经济增长速度、人口密度和消费行为等因素都能够影响垃圾的组分，而垃圾管理措施的制定依据是现有的垃圾处理设备、基础设施和管理结构[18]。因此，垃圾产生量的预测显得尤为困难。欧盟已经在政策层面致力于减少垃圾量，但结果并不理想。实际上，近年来各国垃圾的总量还是有所减少的，2004 年垃圾总量为 28 亿吨，而 2008 年总量降低为 26 亿吨。垃圾总量虽有所降低，但某些种类的垃圾的产生量却急剧上升，其中电子电器废弃物增长最快。同时，建筑垃圾、包装废弃物、危险废弃物、污泥和海洋垃圾等的生成量也有所增加[17]。据统计，城市生活垃圾产生速度已从 2003 年的人均 514kg 下降到如今的人均 512kg，而工业和社会经济结构对城市生活垃圾量影响重大，导致欧盟各国城市生活垃圾量差异较大，差异指数甚至高达 39。同样，各国人均产生的城市生活垃圾量的差异也挺大，差异指数为 2.6，而欧盟 27 国在 2009 年时人均垃圾产生量为 512kg。2003 ~ 2009 年之间，欧盟 27 国中有 18 个国家的城市生活垃圾量呈增长趋势。然而，经过各方的不断努力，欧盟 27 国的城市生活垃圾量的增长速度已经低于国内生产总值的增长速度，实现了两者增长速度的不同步调。由于家庭人口的增加，垃圾的体积随着家庭消费的增长而逐渐增大[16]。过去的 10 年里，仅有少部分的国家取得了垃圾的固化或减量方面的重大成果，分别为德国、保加利亚、捷克、立陶宛、波兰、斯洛文尼亚和斯洛伐

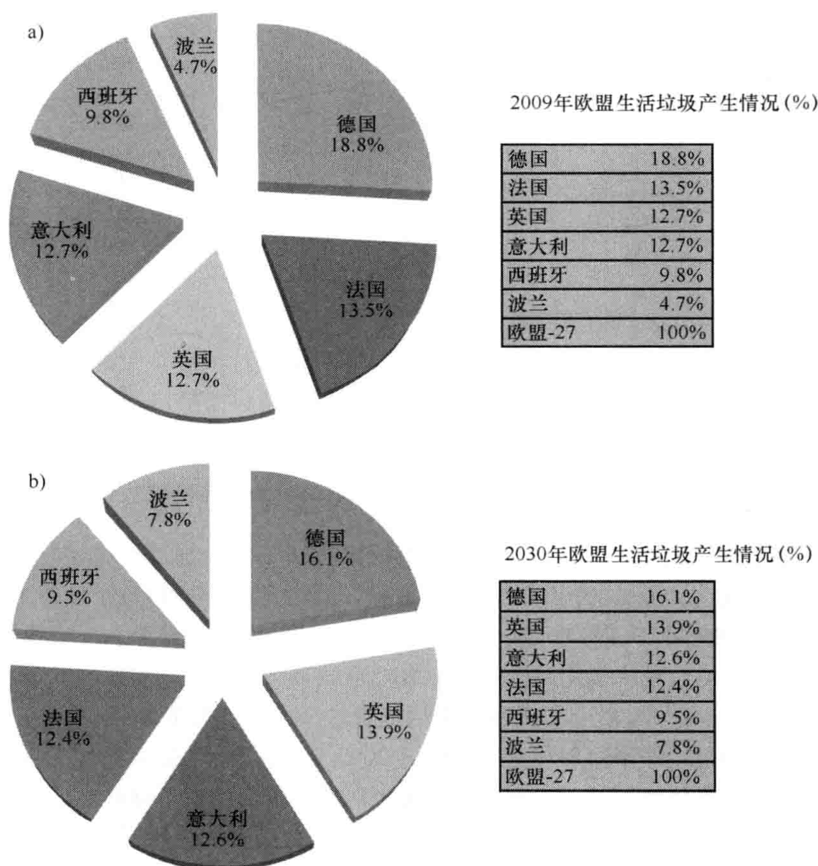
克。但是，这并不能看出各国不同的经济形态和不完全的垃圾分类以及记录系统在垃圾减排中发挥了多大作用[39]。

根据欧洲资源和废弃物管理研究中心的预测，2020 年欧盟的城市生活垃圾量将比 2005 年增长 25% 左右，而各国之间的差异依然存在。其中，2020 年欧盟 15 国的城市生活垃圾量将比 2005 年高 22%，而 2030 年将比 2005 年增长 33%，增长速度分别为 1.4% 和 1.2%。2020 年时，大多数欧盟成员国的城市生活垃圾增长量为 22% ~ 43%[85]。欧盟 12 国的垃圾产生量的增长速度相对于欧盟 15 国快一些。2020 年欧盟 12 国的城市生活垃圾量将比 2005 年高 50% 左右，而 2030 年将比 2005 年增长 92%（增长速率为 3%）。然而，各国之间差异较大：斯洛文尼亚相对于欧盟 15 国，城市生活垃圾量增长十分缓慢，2020 年和 2030 年分别为 4.5% 和 7.1%。拉脱维亚的城市生活垃圾增加量也小于欧盟 12 国，而保加利亚的城市生活垃圾量呈现减少现象，这与 1998 年以来的趋势相同。到 2030 年，波兰、捷克、匈牙利、马耳他和斯洛伐克的城市生活垃圾量预测为 2005 年的 2 倍（见表 11-1）[85]。

表 11-1　对比 2005 年，在 2020 年和 2030 年预计生活垃圾在欧盟 27 国的增长[85]

国家和地区	预计 2020 年城市生活垃圾的增长（%）	预计 2030 年城市生活垃圾的增长（%）
德国	15.2	24.4
英国	27.1	42.9
法国	22.7	33.4
意大利	29	42.2
西班牙	27	33.7
波兰	66	131.1
荷兰	3.7	10.1
罗马尼亚	56.4	93.3
奥地利	12.1	10.5
比利时	15.1	21.6
希腊	33.1	42.2
葡萄牙	31.4	58.0
匈牙利	62.1	108.4
瑞典	22.3	32.2
保加利亚	-15.4	-24.3
丹麦	16.4	22.3
爱尔兰	30.1	38.6
捷克	63.5	108.8
芬兰	16.5	24.8
斯洛伐克	54.3	107.1
立陶宛	31.8	53.6
斯洛文尼亚	4.5	7.1
拉脱维亚	18.7	25.2
爱沙尼亚	43.7	70.7
塞浦路斯	45.7	69.6
卢森堡	72.4	118.9
马耳他	63.7	109.5
欧盟 27 国	26.48	41.87
欧盟 15 国	22.32	33.12
欧盟 12 国	50.59	92.49

比较欧洲资源和废弃物管理研究中心预测的 2030 年欧盟各国产生的垃圾总量和欧洲应用卫星系统提供的 2009 年各国的垃圾总量（见图 11-4），可以清楚地看到欧洲主要的六个国家（德国、法国、英国、意大利、西班牙和波兰占欧盟总人口的 70%）的城市生活垃圾量并未改变很多，从 2009 年的 69% 增长到 2030 年的 72%，英国和意大利相继超过法国成为欧盟第二和第三大垃圾“生产者”。分析欧盟 27 国各自的变化情况，可以看出其中城市生活垃圾量排名上升最快的是捷克，由 2005 年的第 18 位升为 2030 年的第 12 位，匈牙利紧随其后，由 2005 年的第 12 位上升到 2030 年的第 9 位。排名下降最快的是奥地利，从 2005 年的第 9 位下降为 2030 年的第 15 位。图 11-5 包括了一些欧洲资源和废弃物管理研究中心预测 2030 年城市生活垃圾量排名可能发生变化的国家。



德国	18.8%
法国	13.5%
英国	12.7%
意大利	12.7%
西班牙	9.8%
波兰	4.7%
欧盟-27	100%

德国	16.1%
英国	13.9%
意大利	12.6%
法国	12.4%
西班牙	9.5%
波兰	7.8%
欧盟-27	100%

图 11-4　2009 年和 2030 年 6 个欧盟人口最多的国家城市生活垃圾产生份额
（根据欧盟统计局的数据和欧洲资源和废弃物管理研究中心预计）[85]

然而，通过比较欧洲资源和废弃物管理研究中心给出的 2010 年预测数据和 2009 年实际产生的垃圾量（2010 年预测的数据可行），可以验证这个垃圾预测方案的可靠

性和准确性（见表 11-2）。

通常，2010 年的预测量比 2009 年的结果高许多：他们预测 2010 年城市生活垃圾量相对于 2005 年增长 8.7%，然而 2009 年的垃圾量相对于 2005 年增长率小于 1%。而对于欧盟 12 国的预测差错也类似：2009 年的实际垃圾量相对于 2005 年仅增长 0.8%，而根据预测方案，增长率应该高于 9.6%。

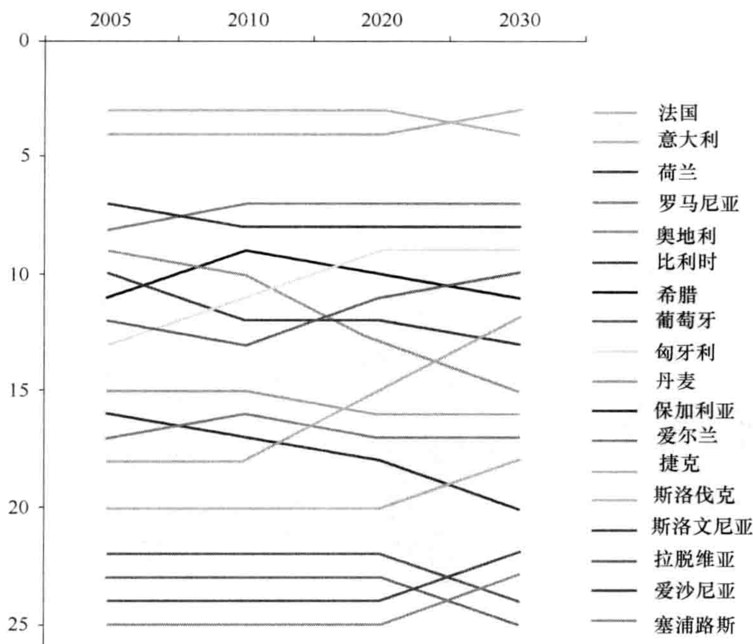


图 11-5　根据欧盟 27 国城市生活垃圾产生量 2005 ~ 2030 年的排名变化预测[85]

因为缺少历史统计数据以及各国过去的统计方法不统一和 1990 年各国地理区域发生大范围的变动，所做的预测可能很不准确。同时，这个预测对于欧盟 12 国和欧盟 15 国的垃圾处理前景过于悲观，原因十分复杂，涉及许多因素，包括欧盟整体对于垃圾认识的提高、越来越多跨区域的垃圾处理政策的制定、环境压力和经济增长两者矛盾的缓和[85]以及 2007 年夏天欧洲金融危机带来的经济大萧条[14]。

值得注意的是，即使保加利亚在 2005 ~ 2009 年之间已经成为了欧盟经济增长第三快的国家，方案依然预测保加利亚的城市生活垃圾量会出现下降趋势。另外，依据欧洲应用卫星系统提供的数据显示，1998 年至今，爱沙尼亚经历了十分复杂的变化，其中 2005 年至今城市生活垃圾量出现了下降趋势（2007 年除外）。目前，方案预测 2010 年爱沙尼亚的城市生活垃圾量增长率为 14%。2001 年至今，匈牙利的城市生活垃圾量持续增长（2004 年除外）。但在 2007 年当其国内生产总值下降时，匈牙利的城市生活垃圾量呈现下降趋势。

在没有采用垃圾焚烧技术时，各国城市生活垃圾量也可能出现大的下降趋势，即

使垃圾焚烧的支持者极力证明他们的观点是正确的，也不能表明垃圾焚烧技术具有广阔的应用前景。但是，这可以表明如果不采取垃圾焚烧技术的话，各国为了提高环境质量必须投入更多的精力用于垃圾的管理。尽管如此，在这个重视气候变化的大社会里，WtE 仍然表现出了其作为可再生能源的巨大潜力，这项技术有望广泛推广。

表 11-2 欧盟 27 国（包括挪威和瑞士）在 2005 年和 2010 年的预计城市生活垃圾增长率，与 2009 年实际增长比较[30,85]

国家和地区	2005 年城市生活垃圾产量 /×10³ 吨	2009 年城市生活垃圾产量 /×10³ 吨	2009 年实际年增长率（相对于 2005 年）(%)	2010 年预期增长率（相对于 2005 年）(%)	差值（%）
欧盟 27 国	253837	256017	0.9	8.7	7.8
欧盟 15 国	216417	218306	0.9	8.4	7.5
欧盟 12 国	37419	37712	0.8	10.4	9.6
德国	46555	48101	3.3	2.5	-0.8
英国	35121	32507	-7.4	8.5	15.9
法国	33366	34504	3.4	10.6	7.2
意大利	31664	32500	2.6	10.4	7.8
西班牙	25683	25090	-2.3	17.0	19.3
波兰	12169	12053	-1.0	7.9	8.9
荷兰	10178	10107	-0.7	-6.0	-5.3
罗马尼亚	8173	8507	4.1	19.4	15.3
奥地利	5084	4941	-2.8	7.0	9.8
比利时	5024	5277	5	6.6	1.6
瑞士	4940	5460	10.5	10.3	-0.2
希腊	4853	5154	6.2	15.7	9.5
葡萄牙	4694	5185	10.5	7.5	-3.0
匈牙利	4646	4312	-7.2	15.9	23.1
瑞典	4347	4486	3.2	10.3	7.1
丹麦	3990	4590	15.0	9.0	-6.0
保加利亚	3680	3561	-3.2	-5.9	-2.7
爱尔兰	3041	2953	-2.9	18.2	21.1
捷克	2954	3310	12.1	13.7	1.6
芬兰	2506	2562	2.2	6.5	4.3
挪威	1968	2269	15.3	8.5	-6.8
斯洛伐克	1558	1745	12.0	4.4	-7.6
立陶宛	1287	1206	-6.3	7.4	13.7
斯洛文尼亚	845	913	8.0	-1.4	-9.4
拉脱维亚	716	753	5.2	6.8	1.6
爱沙尼亚	587	464	-21.0	14.1	35.1
塞浦路斯	553	620	12.1	13.0	0.9
卢森堡	313	349	11.5	13.7	2.2
马耳他	251	268	6.8	22.0	15.2

11.4 WtE 在可再生能源产业和 CO_2 减排中的作用

如先前所述，由于西欧一些国家的 WtE 需求已经严重饱和，所以在短期内这些国家并不会建设大量新焚烧厂。但是，在 2020 年前西欧的一些国家依然会致力于提高 WtE 对于可再生能源利用的贡献率。欧洲垃圾焚烧电厂协会（CEWEP）[52]做过一份关于 2006 年和 2007 年垃圾处理各个过程对可再生能源的贡献率（除了农业和工业食物垃圾和生物质）的调查发现垃圾焚烧能够提供最大量的可再生能源（除了燃烧垃圾衍生物和混合焚烧）。欧盟 27 国想要在 2020 年实现可再生能源总量 2700 TWh 的目标，这意味着 2005 ~ 2020 年之间需要填充大约 1500 TWh 的电力缺口。欧洲垃圾焚烧电厂协会预测垃圾能够提供 95 TWh 的能量，而垃圾处理方法包括直接焚烧，填埋厂气体收集，水泥窑与发电厂中垃圾与其衍生物混合焚烧，厌氧消解，废弃木材焚烧等。2006 年，WtE 已经能够提供 38TWh 的可再生能源，到 2020 年，WtE 通过垃圾焚烧可以多提供大约 60TWh 的电量，这意味着到 2020 年，来自 WtE 的可再生能源可达到目标值（98TWh）。2020 年，WtE 提供的能量足够为 2290 万居民提供电能和 1210 万居民提供热能[9]。

如果换成焦耳来统计，2006 年，WtE 能够为整个欧盟（包括挪威和瑞士）提供 136PJ 的热值，到 2020 年这个值将升高为 240PJ。如果垃圾填埋厂全部替换成垃圾回收场和 WtE 时，这个值可达 257PJ，约为 2006 年的 1.9 倍[52]。实际上，WtE 能够提供的热值相当于上述热值的两倍，因为其产生的热值仅有一半归入到可再生能源范畴[9]。依据欧洲可再生能源指令，城市和工业垃圾中可被生物降解的部分才能称作可再生能源。现今，欧洲大多数国家都是通过垃圾焚烧来实现可再生能源的回收。WtE 提供的能量通常只有 50% 是可再生能源，而丹麦焚烧厂的可再生能源份额可达 80%[9]。根据预测方案，至 2020 年，欧盟 27 国的 WtE 提供的可再生能源的份额将达 82%，不过 WtE 所产生的可再生能源对各国的贡献率却可能出现下降趋势。因为整个欧盟可再生能源的发展进度必须足够快，这样才有可能完成欧盟委员会设定的目标。如今，WtE 提供的能量在国家能源消费中所占的比例依然适度。然而，分析 2006 年各国 WtE 在可再生能源中所占的份额，可以清楚地发现 WtE 产生的能量对于可再生能源的开发和利用是十分重要的。例如，荷兰可再生能源中有 14.3% 来源于 WtE，比利时为 13.3%，丹麦为 12.5%，德国为 7.5%。这些国家有一个共同点，就是水利发电所占的比例小。2020 年，WtE 对可再生能源总量贡献最大的国家很有可能是丹麦（6.3% ~ 9%）、瑞典（4.7% ~ 6.7%）、荷兰（4.4% ~ 6.3%）、捷克（3.3% ~ 4.7%）和德国（3.0% ~ 4.3%）[52]，他们也被认为能够完成协议中的目标。

如图 11-6 所示，2006 年欧盟 27 国的 WtE 能够产生 124PJ 的可再生能源，这个值到 2020 年将升高为 226PJ。另外，我们可以发现 2020 年欧盟 12 国中波兰、捷克和罗马尼亚的 WtE 对可再生能源贡献最大，总共为 16.6PJ。同时，英国、德国、瑞典和荷兰将增加 WtE 在可再生能源中所占的比例。考虑到这些国家（除了英国外）垃圾

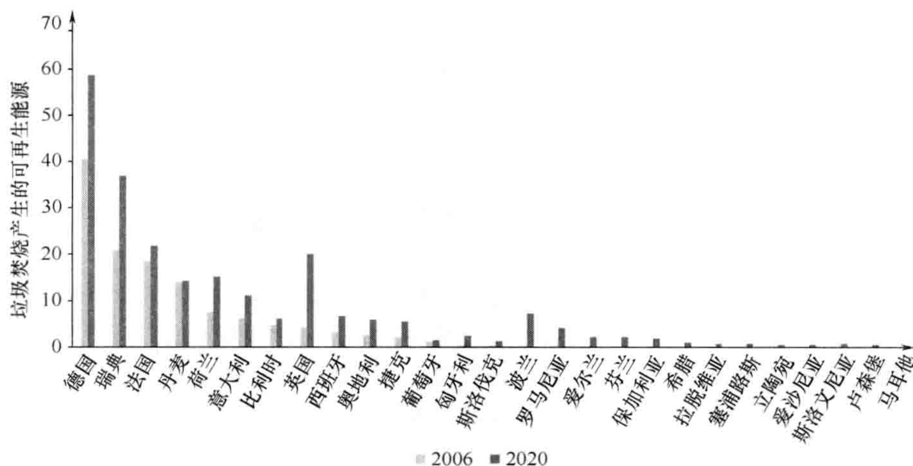


图 11-6 欧盟 27 国 2006 年和 2020 年 WtE 工厂可再生能源发电量（PJ）

焚烧处理能力已经过剩，不可能再建立更多的焚烧发电厂，只能寄希望于提高 WtE 能源回收的效率了。实际上，随着垃圾量的增大，垃圾焚烧提供的热量也会越来越高，过剩的垃圾处理能力也会得到合理的利用。这种变化趋势在德国的身上得到了很好的验证。发电效率对于发电厂的生产往往是最重要的因素，虽然近年来德国的 WtE 电厂的订单急剧下降，由 2007 年的 3928 吨/天降到 2008 年的 2044 吨/天，紧接着下降为 2009 年的 761 吨/天，最后为 2010 年的 605 吨/天，但德国却能够通过提高发电效率来产生更多的能量。2005～2009 年德国已经取得了垃圾净发电量增长 39% 的成果（2005 年垃圾净发电量为 552 万 MWh，2009 年为 767 万 MWh）。并且，实际上网的电量也增长 45%（由 2005 年的 395 万 MWh 上升为 2009 年的 572 万 MWh）。但是，与发电量相比，垃圾焚烧电厂产生的热量增长速度就显得比较缓慢，这主要是因为热量的使用取决于季节变化和居民需求，与发电厂自身的生产技术关系不大。据统计，2005～2009 年垃圾焚烧回收的热量仅增长了 7%（由 2005 年的 1320 万 MWh 上升为 2009 年的 1420 万 MWh）。与此同时，2005～2007 年之间，德国垃圾产生量也增加了 300 万吨（由 2005 年的 1590 万吨增长到 2009 年的 1907 万吨）[33]。

通过提高现有垃圾焚烧装置和新建的高效 WtE 发电厂对填埋垃圾的处理效率，到 2020 年，欧洲能减少约 450 万吨的 CO_2 排放。这相当于 220 万辆汽车排出的 CO_2 量。所以，WtE 对于减少 CO_2 的排放具有很大的潜力[115]。WtE 还能通过对底灰中金属的回收而减少温室气体的排放，进而实现能量的回收[43]。

整个欧盟并未对《京都议定书》达成共识，但是，绝大多数的国家还是同意在 2020 年减少相对于 1990 年 20% 的温室气体排放量。这也意味着，至 2020 年欧盟 27 国不得不减排 11.12 亿吨的 CO_2 当量。至 2007 年，CO_2 排放量已经减少了 5.11 亿吨，意味着到 2020 年仍需减排 6 亿吨 CO_2。其中，垃圾处理部分减少的 CO_2 排放量约为总减少量的 19%～32%（19% 减少量对应于 1.12 亿吨 CO_2 当量，而 32% 减少量对应

于1.92亿吨CO_2当量)[11]。考虑到WtE能够为上千万的欧洲居民提供足够地可再生能源和减少相当于上千万汽车排放的CO_2量，WtE将成为最主要的可再生能源之一。一些东欧国家已经开始致力于推广更加优越的垃圾处理方法，从而取缔那些对环境不友好的垃圾填埋场。

11.5 WtE在欧洲东南部和东部各个国家的地位

欧洲中部和东部的国家主要通过降低技术标准和非法倾倒的填埋场来处理城市垃圾。最近几十年，各国所需处理的家庭垃圾量快速上升。这些新增的垃圾严重危害到环境健康，迫使各国不得不改变垃圾处理途径。垃圾的收集比较容易完成，但是垃圾的分类十分困难。因此，平时只能回收混合垃圾，而且在紧邻住宅区的地方不得不建立垃圾填埋场。政府通常很难征收垃圾分类费用，这也导致了分类费用只能依赖于一些象征性的财政资助。因此，可用的资金往往无法建立一座集垃圾分类、循环和回收于一体的现代垃圾处理厂。同时，填埋场相对于集中式垃圾处理厂便宜得多，污染处罚措施未得到确切落实以及那些只回收具有较大经济效益垃圾（例如金属、玻璃、废纸和包装袋等）的非法垃圾收集者的存在都束缚着垃圾处理厂的发展。当地政府缺少垃圾处理和垃圾预测技术和方法层面的知识也在一定程度上影响新型处理厂的推广[116]。

欧洲东南部国家的垃圾处理情况更加糟糕，那里的垃圾处理只是作为一种附属的产业。此外，垃圾分类、运输、处理、利用和可供使用的设施的短缺造成处理能力低下，进而污染空气、水源和土壤。垃圾生产者往往并不熟悉垃圾处理技术和可能带来的经济效益，并且依据现有的污染处罚条例，他们也不需支付罚金，所以当地的垃圾现状堪忧。这些区域急需政府出台一些实质性的政策来减少城市和工业垃圾的产生量。垃圾等资源的不充分利用以及现行的国家方案和法律的不完善在这些地区也得到了充分地体现。但是，现在并没有优先发展垃圾产业的策略，也没有任何的管理要求或规范定义，并且目前缺乏垃圾方面的数据。因此，欧洲东南部国家并不愿意投入大量资金用于垃圾处理设施的建立。

11.5.1 波罗的海国家

波罗的海国家包括立陶宛、拉脱维亚和爱沙尼亚，其中立陶宛和拉脱维亚在垃圾处理方面都面临着相似的问题。这两个国家都面临关停苏联时期建立的垃圾场而独立的垃圾分类手段无法得到实行的境遇。到2006年，拉脱维亚的垃圾场已经由原来的558处减少到99处，其中270座已经重建过。2008年，已经有8座符合欧洲标准的填埋厂开始运行（Ziemelvidzeme，Ventspils，Liepāja，Pierīga，Zemgale，Maliena，Dienvidlatgale和Austrumlatgale）[49]。

到2011年年底，立陶宛必须关闭800座缺少设备和规划的垃圾场，其中仅有35座垃圾场大于5ha。2000~2006年，来自于政府和欧盟的1.55亿欧元已经用于废旧垃圾场的关停和新垃圾处理厂的建设。在垃圾处理的第二阶段（2007~2013年），

1.3 亿欧元的垃圾处理经费已经在 2010 年分配妥当，其中一部分用于关闭废弃垃圾场，另一部分用于在 10 个设定的垃圾处理中心建立新的垃圾处理设施（Alytus, Šiauliai, Tauragė, Klaipėda, Vilnius, Kaunas, Panevėžys, Marijampolė, Telšiai 和 Utena）。这些地方预计建立 11 座区域性的非危险废弃物填埋场，计划能够解决可生物降解垃圾的循环利用和垃圾二次原料和能源产物回收的问题。目前，立陶宛已有 13 座垃圾堆肥厂、68 座散装废弃物接受设施和 347 处为二次原料建立的垃圾收集区[15,19,76,99]。10 条垃圾分类处理线（每个垃圾处理中心一条处理线）和 40 座新的垃圾堆肥厂也将完工[44]。但是，新的垃圾处理计划在实行过程中却遇到了来自资金分配和选址等方面的难题。关停的苏联垃圾场通常位于城市和城镇周边，而新建的垃圾场却远离市区和城镇，垃圾回收员不得不花费 2 个多小时的时间赶到垃圾场，费时又费钱。结果，昂贵的处理费用促使居民和企业只能采用非法的垃圾处理手段。同时，由于垃圾处理的费用已经耗尽，计划不得不停滞以便重新筹备资金[99]。拉脱维亚的独立垃圾回收场发展也很缓慢，目前仅能为部分区域的居民提供服务。近期的金融危机更是雪上加霜，直接导致二次原料的价格持续下跌和需求量的减少[49]。

到 2009 年为止，波罗的海区域的三个最大城市（Riga, Jelgava, Rezekne）和三个偏远区域（Malta, Dagda, Aloja）的垃圾处理站和堆肥中心已经完成建设[75]。一份正在制定的关于区域性垃圾处理厂建设的计划书将从 2013 年一直延续到 2020 年。2007 ~ 2013 年，欧洲将提供多于 2.3 亿欧元用于拉脱维亚垃圾处理设施的建设，而且拉脱维亚及其政府将提供额外的资金用于计划的实施[54]。立陶宛预计建立 3 座 WtE 发电厂用于 36 ~ 42 万吨垃圾的热处理。立陶宛的环境保护部希望通过建立 WtE 发电厂来合理的处理 40% 的日常垃圾。2007 ~ 2012 年国家能源计划预测了 WtE 发电厂可能的选址，包括维尔纽斯（$20MW_{el}$，$50MW_{th}$ 来自于 250000t/年 MSW），考纳斯（$15MW_{el}$，$50MW_{th}$），克莱佩达（$25MW_{el}$，$50MW_{th}$），希奥利艾（$25MW_{el}$，$50MW_{th}$）和帕涅韦日斯（$25MW_{el}$，$50MW_{th}$）[8]（见图 11-7）。其实 2009 年在 Kaunas 已经做过一份 WtE 发电厂可行性调研，但是目前建设许可仍未得到落实。同时，希奥利艾和帕涅斯韦日斯正在筹备进行 WtE 的可行性调研。立陶宛最早被授权建设 WtE 许可的发电厂位于克莱佩达。这是一个公私合作项目，同时也是波罗的海最早的一座 WtE 发电厂。这座价值 1.4 亿欧元的电厂在 2013 年开始运行，预计每年能够焚烧 272000 吨垃圾，产生 85MW 电量和热量[34,44,98]。2010 年年底，欧洲投资银行宣布将为克莱佩达建设的 WtE 发电厂提供资金[100]。另一方面，即使当地的环境保护部门公布了由独立专家系统完成的专业调查报告，并且也保证各项指标都能够达标，维尔纽斯规划的 WtE 电厂建设进程依然困境重重[101]。

爱沙尼亚最大的垃圾问题与油页岩工业相关，而城市垃圾仅占所有废弃物的 3%。2007 年，爱沙尼亚的垃圾场由 170 座减少到 30 座。2009 年，所有违反欧盟标准的垃圾处理厂都将被关停，只留下 11 座垃圾场，其中 6 座专门处理危险废弃物[20,93]。爱沙尼亚已经在塔尔图建了一座危险废弃物焚烧厂（2000 吨/年），这座焚烧厂正在翻修。爱沙尼亚还有两座混合焚烧的处理厂（水泥和陶瓷厂），主要处理液

体危险废弃物。塔林和塔尔图将建立两座焚烧发电厂（见图 11-7），还有一条位于 Kunda Nordic 水泥厂的 RDF 焚烧生产线。这些焚烧厂都已经处于运行状态，满足了爱沙尼亚的垃圾处理需求[118]。Iru 的 WtE 发电厂位于塔林郊区，将由法国建设公司 de la Méditerranée（CNIM）负责施工。这个发电厂耗资 9750 万欧元，计划每年焚烧 22 万吨垃圾，同时产生 50MW 的热量和 17MW 电量，预计在 2012 年开始运行[88]。更加可喜的是 Kunda Nordic 水泥厂在 2009 年开始采用垃圾-燃料焚烧方式[102]，而且在 2010 年 2 月 Veolia 和塔林垃圾填埋厂开始将 4 万吨垃圾加工成 2 万吨垃圾燃料卖给 Kunda Nordic 水泥厂和一家拉脱维亚的水泥厂。并且，Ragn Sells 公司将在 Suur-Sõjamäe 耗资 1470 万欧元建立一座垃圾燃料发电厂，这座发电厂每年能够处理 12 万吨垃圾，预计在 2011 年秋天竣工[104]。



图 11-7　波罗的海地区垃圾发电厂的可能位置[34,44,98]

11.5.2 欧洲东部和中部国家

欧洲东部和中部的国家包括欧盟成员国，比如斯洛文尼亚、匈牙利、斯洛伐克、捷克和波兰以及非欧盟国家的乌克兰。

乌克兰大部分的废弃物产量（88%）来自采矿工业，其他工业居于第二位（10%），

而城市生活垃圾只占2%。因此，大部分的垃圾产生在乌克兰东部（顿涅茨克和第聂伯罗彼得罗夫斯克）和中部（基辅和 Shytomyr）地区以及旅游城市敖德萨。垃圾处理依赖于填埋。乌克兰有世界上最大的垃圾填埋场之一，7773 个垃圾填埋场（2005 年）延伸 16 万 ha，其中只有大约 1000 个垃圾填埋场是合法的[45]。

乌克兰现有的总共 4 个焚烧炉（基辅、第聂伯罗彼得罗夫斯克、哈尔科夫、塞瓦斯托波尔）建立于苏联时代，现今只有 2 个还在运行（基辅（175000 吨/年）和第聂伯罗彼得罗夫斯克）。两座处理厂仅仅处理了 130 万居民产生的家庭垃圾的 2.5% 而已，不符合欧盟环保标准[6,45,73]。在基辅重建垃圾焚烧厂将有助于烟气净化，并且发电（11MW）和供热（270Gcal㊀），这个项目预计将花费 2100 万欧元，不过已经被延期了[48]。为了鼓励新的废弃物能源回收利用设施的建设，乌克兰政府在 2009 年夏天与斯堪的纳维亚 EcoEnergy 签署了在乌克兰城市建设 14 个焚烧厂的合约，此项目瑞典也将投资 200 亿欧元。两个焚烧发电厂计划在 2009 年年底之前开始建设，不过到目前为止，开始的只有顿涅茨克焚烧炉（470 吨/年）[105]（见图 11-8）。另外，罗马尼亚 Mentor Group Holdings 公司计划向乌克兰克莱夫地区提供六套垃圾分类以及热处理设施 t[5]。

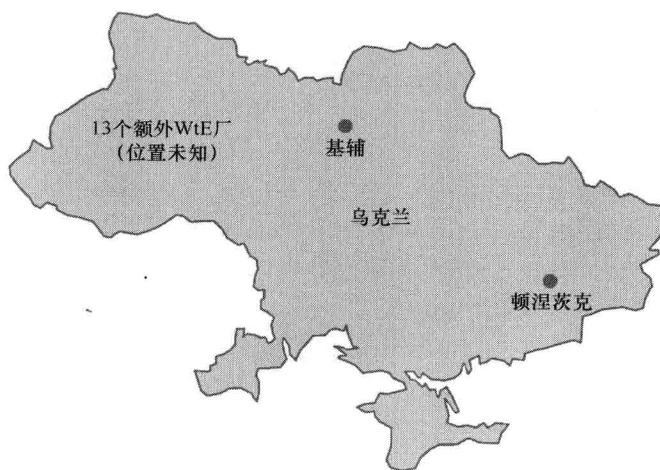


图 11-8 乌克兰 WtE 厂的可能位置[48,105]

相比于乌克兰，欧盟新成员国已经逐渐建立起严谨的垃圾管理以及能源回收利用计划。波兰是这些国家中首先实施计划的，该计划包括 11 座垃圾焚烧发电厂，年垃圾处理量总共 241 万吨，其中的 8 座将花费至少 12 亿欧元并且由欧盟提供资金支持（约 8.83 亿欧元）。实施这个项目的主要原因，一方面是改变波兰的整体垃圾管理组织现状，达到欧盟设定的目标，另一方面是为了赶上欧盟基金对此类项目资助的最后

㊀ 1cal = 4.1868J。——译者注

申请期限直到2015年（原截止时间是2010年6月30日）。为了达到欧盟法定的标准，波兰必须减少75%生物废弃物填埋量[35,71,106]。

2010年欧盟已经开始对波兰低效的垃圾处理状况进行每天4万欧元的罚款。如果波兰到2010年年底都不能成功提升它的垃圾处理水平，它不得不付180万欧元的罚款，到2013年将会达到每天25万欧元，同时也将得不到欧盟的资金支持[46]。这将会是一个巨大的损失，根据执行方案“基础设施与环境”，大约有14亿欧元分拨给波兰用于波兰的垃圾管理[71,106]。从波兰境内计划的12个（什切青、科沙林、格丹斯克、奥尔什丁、比亚韦斯托克、华沙、彼得哥什-托伦、波兹南、罗兹、上西里西亚大都会城市、克拉科夫）垃圾焚烧厂来看，只有9个申请了欧盟基金[46,71]，使得原本计划好的华沙工程变成了一个PPP计划，奥尔什丁也因此被撤销在计划之外[107]（见图11-9）。



图11-9　波兰WtE厂的可能位置[71]

为了能够实现垃圾焚烧，必须保证垃圾能够被送到焚烧厂，这也是为什么波兰决定改变当前主要的垃圾管理模式，把垃圾处理职责从私营部门手中拿回到政府部门手中[83]。Tadeusz Pajak教授认为，对于波兰每年1300万吨的垃圾生产量而言，12座焚烧炉是不够的，这也是为什么到2020年波兰必须保证额外的140万吨垃圾热处理量的原因[35]。

不像其他东欧国家，在捷克垃圾焚烧有着悠久的传统。1905年在奥匈帝国也就是今天捷克的布尔诺，第一座垃圾焚烧发电厂被建立起来[82]。今天的捷克国内的垃圾焚烧厂的分布相对不平衡：2001年有3座城市生活垃圾焚烧厂运行，67个危险废

弃物焚烧炉（其中 6 个停止运行），另外 2002 年 4 个水泥厂也在混合焚烧废弃物。目前仍有 3 个城市生活垃圾焚烧炉在运行：SKO 布拉格 Malešice（31 万吨/年），SAKO 布尔诺（21 万吨/年）和 SKO 利贝雷兹（96000 吨/年）[40,74]。布拉格和利贝雷兹垃圾能源回收利用厂分别建于 1998 年和 1999 年，而 SAKO 布尔诺垃圾焚烧发电厂从 2002 年至 2010 年进行了彻底的改造。总共花费了 9000 万欧元，其中 60% 的资金支持来自欧盟[10,72]。根据捷克的“环境”执行方案，到 2013 年捷克的垃圾处理总预算为 9.135 亿欧元，其中 7.765 亿欧元将由欧盟提供[26]。新的垃圾焚烧发电厂的建造地点已经通过讨论（见图 11-10），如扎泰茨，克罗蒙兹，伊赫拉瓦，波利奇卡或者帕尔杜比采，皮尔森，布拉格，欧培特瓦斯，米特多弗利，斯特拉瓦和姆拉达·博莱斯拉夫。目前，新的垃圾焚烧发电厂计划建在 Plzen 地区[2,78]。帕尔杜比采市和赫拉德茨克拉洛韦市仍然计划共同建一个大约需花费 6800 万欧元的垃圾焚烧发电厂（2 万吨/年）[7]。原本计划的 Plzen 焚烧炉将会建在当地的垃圾填埋场附近，焚烧 6～10 万吨/年的垃圾。这个项目将在 2011 年上半年申请欧盟的资金支持，并且在 2012 年开始动工建设，确保在 2016 年能够开始正常运行。原本计划的 2000 万欧元项目的 Karvina 焚烧炉将会建造在捷克与波兰最东边的边境 Moravian-Silesian 地区，这引发了人们对该地区重工业污染的思考以及引起了波兰各界的关注。该焚烧厂初期将焚烧 20 万吨/年的垃圾，最后逐渐增加至 35 万吨/年。另一个焚烧厂将建在 Vysocina 地区。它将焚烧 10 万吨/年垃圾并且必须在 2018 年开始运行[36,109-111]。



图 11-10 捷克和斯洛伐克 WtE 厂的位置[2,79,108,109,111,112]

最近斯洛伐克垃圾管理部门产生的各种问题使得这个国家已经被欧盟委员会所关注。因为对电子电器废弃物管理的不足（由于回收电子电器废弃物和移动电话会带来财政亏损）[36]以及对报废车辆管理的不足（由于危险物品以及汽车制造商义务的难以定义），斯洛伐克可能面临欧洲法院的指控[37]。

更糟糕的是，斯洛伐克已经由于各种垃圾填埋场的问题而正在被欧盟起诉，如未能遵守欧盟规定确保 Zilina 附近的 Povazsky 填埋场不会对环境造成显著危害[67]以及未

能采取国家战略以减少可降解垃圾被送去填埋场[68]。

斯洛伐克“环境”执行方案预计储备5.706亿欧元用于废弃物管理，其中4.85亿将由欧盟提供[29]。2007年，有5个工业废弃物焚烧厂在运行，医疗废弃物焚烧厂6个，4个混合焚烧厂和1个火葬场。城市生活垃圾主要在Bratislava（14万吨/年）和Košice（8万吨/年）两个大型焚烧炉中焚烧。为了达到欧盟排放标准，Bratislava焚烧炉在2003年已经彻底重建。Košice焚烧炉在2004年实现了烟气净化的现代化改造。直到2013年，大约2000万欧元将投资在提高电厂效率上，其释放的一半以上的蒸汽进入大气。新的投资项目包括一个在Zilina的焚烧发电厂（容量8万吨/年）以及一个坐落于特尔瓦纳填埋场、离Bratislava50km的垃圾衍生燃料厂。工厂的成本估计为230万欧元[112]（见图11-10）。

废弃物对于匈牙利而言有着特别的重要意义，因为这个国家没有丰富的原材料和能源资源。垃圾的填埋量一直在下降，到目前为止大约有328个填埋场重新变成了耕地。到2013~2014年，将建立起85个现代填埋场。垃圾的分类回收只适用于当前55%的人口。直到2006年垃圾的产生量一直在增加，尽管出现了垃圾总量减少的趋势，不过这可以解释为因为消费结构的变化以及扩展的统计记录[1,21]。伴随着国家废弃物管理计划（2003~2008）的到期，匈牙利正在制定一个新的2009~2014计划，这将遵循已经采用了的国家环保项目2009~2014[15,21]。

旧的国家废弃物管理计划在2002~2005年之间实现在Budapest仅有的城市生活垃圾焚烧厂的恢复，提高它的能源效率。此外，在2005年完成危险废弃物焚烧炉的检查，致使那些不达标的焚烧炉关闭或者进行现代化改造以达到废弃物焚烧减排30%的要求。另外一些水泥窑进行混合焚烧回收废弃物中的能量——Holcim电厂Nyergesújfalu-Tát（75000吨/年）、Beremend和Hejöcsaba（每个都是1万吨/年），在发电厂Mátra（20万吨/年）和Vértea（2万吨/年）。有计划将在Bakonyo和Pecs的发电厂建立起混合焚烧系统。有评估表明，垃圾焚烧将会在2015年替代垃圾填埋。原先的垃圾管理计划支持建造6个额外的焚烧厂。原本计划好的这些焚烧炉为Budapest项目（2020年，30万吨/年，匈牙利中部地区），两个项目在Eszak-Dunatul（外多瑙中部地区）——Közép-Duna项目（2010年，125000吨/年）和Észak-Balaton项目（2015年，125000吨/年），Észak-Magyarország项目（2010年，20万吨/年，匈牙利中北部），Észak-Kelet项目（2015年，15万吨/年，北方平原），Dél-Dunántúl项目（2015年，10万吨/年，外多瑙南部）以及Dél-Alföld项目（2020年，22万吨/年，南部平原）[21,42,70,78]（见图11-11）。

垃圾发电厂拟议的总容量将能够处理122万吨废弃物，大概是2009年城市生活垃圾总生产量的28%。然而，垃圾焚烧在这个国家被接受的程度极低，使得目前为止想要建造新的垃圾焚烧炉变得不可能。经过了强烈的抗议之后，原本计划建造在匈牙利Hajdúböszörmény镇的15万吨/年焚烧炉在2008年被取消[22,41]，该项目被中东欧Bankwatch网络和欧洲地球之友凸显在50个有争议项目之中。另一个缺陷是高度依赖欧盟补贴，国家几乎没有资金来投入，比如大型的垃圾焚烧厂。根据针对匈牙利的

“环境和能源”执行方案，大约有 26 亿欧元将优先用于卫生事业和清洁定居点（连同废弃物管理），其中欧盟将资助 22 亿欧元[1]。

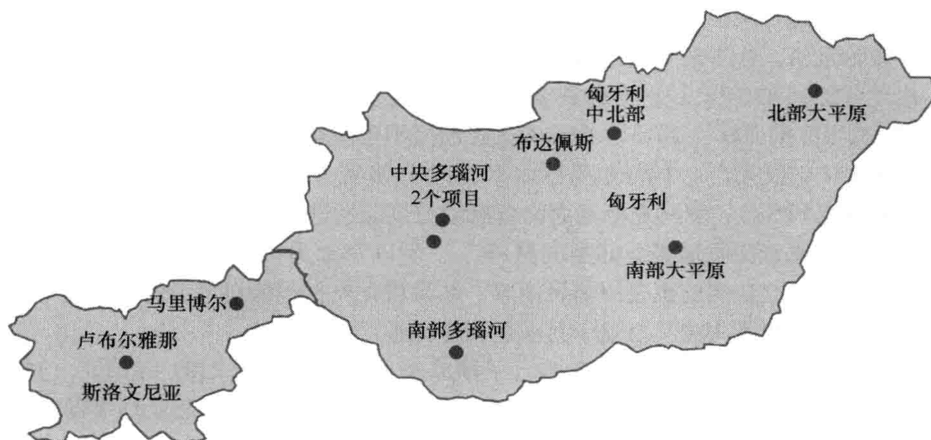


图 11-11　斯洛文尼亚和匈牙利 WtE 厂的可能位置[21,42,50,70,80]

在斯洛文尼亚，废弃物管理被分成国家、区域和当地三个层面，包括了 15 个区域的废弃物管理中心，这些中心将按照废弃物管理的 5 步法来处理废弃物。到目前为止只有一个废弃物管理中心（Celje）实现了完整步骤的废弃物处理。此外，斯洛文尼亚仍然面临着一些与垃圾有关的环境问题。二氧化碳排放超标 4.6% 有违 2008 年的《京都协议书》条款，导致了超过 8000 万欧元的四年罚款。另外，在同一年斯洛文尼亚审计院给出了一份 2005～2008 年垃圾分类收集的适宜性审计报告，得出结论是斯洛文尼亚环境部门未能建立起一个有效的垃圾分类收集机制，危及 2013 年的废弃物管理目标，严重失职。因此，斯洛文尼亚环境部长被迫辞职[50]。今天在 Celje 只有一个垃圾衍生燃料厂，通过焚烧轻质垃圾和处理污泥污水产热发电大约为 $13MW_{th}$ 和 $2.1MW_{el}$[50]。计划再建造两座废弃物能源回收利用厂，其中一座是在 Ljublana 的垃圾衍生燃料厂，另一座在 Maribor，计划仍处于初级阶段[50]。与此同时，由于几年来民众激烈的抵制，斯洛文尼亚停止了 Lafarge 水泥厂的垃圾混合焚烧[51]。

11.5.3　欧洲东南部国家

欧洲东南部包括巴尔干半岛（前面提及的克罗地亚、波斯尼亚和黑塞哥维那以及塞尔维亚）连同罗马尼亚和保加利亚。这些国家在大小和地理位置方面相差较大。

保加利亚和罗马尼亚都是欧盟最年轻的成员国，在废弃物管理方面的情况也最糟糕。保加利亚官方填埋了所有的垃圾，但是根据保加利亚环境部长在媒体上的声明，垃圾的填埋率在 2010 年已经降低到 90%[56]。罗马尼亚则填埋了 99% 的垃圾。

保加利亚废弃物管理部门存在的问题导致 2007 年 10 月欧盟委员会（EC）对保加利亚采取了一系列措施。欧洲法院的审判将持续至少两年并可能对该国进行数百万欧元的罚款[57]。这件事情主要是因为政府未能按照欧盟立法要求改善其废弃物管理

的基础设施，缺少城市生活垃圾的回收处理系统和装置，临时存储点的缺乏和垃圾预处理的不足。索菲亚的垃圾问题开始于2005年，那个时候生活在Suhodol填埋场附近的居民就开始进行集会，要求关闭垃圾场并且停止往垃圾场输送垃圾，事件逐步发展成为了政治危机。为了避免健康危机，垃圾场在2007年12月末重新开放了[113]。

由于保加利亚本身几乎没有资金投入，它主要依赖于欧盟的基金。保加利亚"环境"执行方案2007~2013分配3.667亿欧元用于垃圾处理设施的改善，其中欧盟将提供3.117亿欧元[27]。同样也是欧盟27国中经济实力最薄弱的国家之一（46人均购买力标准（PPS）），罗马尼亚正面临着有限的可能性进行垃圾的分类回收，因为一些经济代理商愿意回收这些分好类的材料[84]。罗马尼亚最大的问题是废弃物管理设施的缺乏，使得立法实施也变得非常困难，结果就是农村地区对垃圾的管理几乎没有有效的组织同时也就失去了对这个行业的投资兴趣[25]。

为了解决这些问题，保加利亚实行了国家废弃物管理计划2009~2013，包括了行动计划并且设定了废弃物管理的战略重点[15]。2011年3月罗马尼亚环境部宣布到2015年，罗马尼亚将投资12亿欧元以改善其废弃物管理状况[81]。2009年，30个废弃物综合管理项目的准备工作在国家废弃物管理计划和区域废弃物管理计划下开展，执行方案"环境"2007~2013分配了11.68亿欧元（9.34亿欧元由欧盟资助）[28]。在保加利亚，计划中最重要的改善举措是索菲亚垃圾处理厂的建造以及东欧最现代化的电子电器废弃物回收处理厂的开放（见图11-12）。索菲亚MBT工厂将由保加利亚-德国财团Stanilov-Heilit建造。它预计在2012年开始运行，成本大约为1.06亿欧元，5000万欧元主要用于购买垃圾回收站和堆肥设备，将由欧盟基金提供。当局也在考



图11-12 罗马尼亚和保加利亚WtE厂的可能位置[53,55]

虑垃圾衍生燃料这个选项，这可能有助于解除欧盟法院的审理[58-65,89]。索菲亚附近 Novi Iskar 的电子电器废弃物工厂于 2010 年 6 月开放。它的成本是 2050 万欧元。由德国 Adelmann Umwelt 开发和建造，Nadin Jsc 来运营。工厂有两条回收线，一条针对冰箱，一条针对显示器/电视机等其他电子产品[38]。此外，为了改善废弃物处理的规划，2011 年 1 月底政府开始敦促保加利亚市政当局研发未来需要的废弃物处理设施[66]。该国还计划在 2011 年初推出一个针对建筑垃圾的战略计划[90]。

罗马尼亚一方面已经完全实现了城市地区的固体垃圾分类收集。它进一步的垃圾管理主要目标是减少未分类的垃圾的量，从每年估计的 375 万吨减少到 220 万吨，到 2013 年提高包装垃圾的回收利用，（到 2017 年）关闭 238 个现存的不合欧盟法规的填埋场，建造 65 个新的填埋场，投资分类收集用集装箱、垃圾车、存储堆放设施以及新仓库的建设等[53,84,94]。2010 年年底，Adama Technologies 宣布他们计划在 Bucharest 建造一个填埋场，其中包含了一个垃圾填埋厂气体利用系统用于发电。填埋场每年将接收 75 万吨垃圾，Adama 估计至少每天可获得利润 22000 欧元，四年后利润将达到每天 181000 欧元[96]。罗马尼亚填埋行业的投资潜力在未来 20 年将累计达到 500 ~ 1000 万欧元，估计每年的回报为 200 万欧元[80]。

到目前为止，罗马尼亚存在着水泥窑混合焚烧废弃物[93]。罗马尼亚新废弃物管理战略 2009 ~ 2015 认为，从垃圾中回收能量应该在 2009 年之后就实现并且占到垃圾总产量的 17%，也就是 150 万吨/年。应该建设能源回收利用设备并且最少运行 15 万吨/年（相当于 30 万人口）。对 Timisoara、Bucharest 和 Brasov 三个地点已经进行了可行性研究。这个计划强调要求在 Timisoara 和 Brasov 的能源回收利用设备有15 万吨/年的容量以及在热电方面的产量有 5.5MW_{el} 和 27MW_{th}，Bucharest 的能源回收利用设备有 75 万吨/年的容量，其中第一个模块 15 万吨/年的容量伴随 6MW_{el} 和 28MW_{th} 的热电产量，东北方向两个额外的设备 30 万吨/年的容量，每个伴随 11MW_{el} 和 54MW_{th} 的热电产量[53]（见图 11-12）。

在那些东南部的非欧盟国家情况也差不多，预计由于为了加入欧盟，那些国家的情况会逐渐得到改善。克罗地亚计划在 2005 ~ 2025 年期间总计投入 33.7 亿欧元用于废弃物管理的现代化建设。大约 3 亿将会用于早已计划好的 Zagreb 废弃物能源回收利用厂[77]。然而，Zagreb 垃圾焚烧厂的提议正面临着来自各种环保组织的反对，这也解释了为什么这个项目到目前为止进展不大[13]（见图 11-13）。波斯尼亚和黑塞哥维那和塞尔维亚的主要问题在于废弃物管理基础设施方面，但是他们都表示支持废弃物能源回收利用项目。塞尔维亚政府表示塞尔维亚有潜力从垃圾中获得所需总能源消费的 3% ~ 5%。另外，塞尔维亚有能力安装总共 7 个废弃物能源回收利用厂（贝尔格莱德，诺维萨德，尼什，舒马迪亚区域，塞尔维亚南部），英国 EC Harris 咨询公司建议。在德国 Medsorga 的支持下，克拉列沃和 Novi Pazar 正在建废弃物能源回收利用厂，预计成本 6000 万欧元，产能 12 ~ 15MW[114]（见图 11-13）。在波斯尼亚，Prevent 集团宣布建造一个价值 350 万欧元的焚烧厂用于处理皮革工业废料[23]，然而萨拉热窝正处于焚烧炉可行性研究的中间阶段[24]（见图 11-13）。



图 11-13 克罗地亚，塞尔维亚，波黑垃圾发电厂的可能位置[23,24,77,114]

11.6 结论

欧洲国家，不管它们位于东部或西部，很大不同在于他们这一代对待废弃物处理的方式。在一定程度上，欧盟一直鼓励成员国在废弃物管理方面运用更好的环保方法，并且包括那些东欧和东南欧准备成为欧盟成员国的国家。尽管如此，其他非欧盟的欧洲国家也都在努力改善其废弃物管理，这似乎与全球环保意识的提高相一致。废弃物能源化，不仅可以帮助一个国家以最合适的环保方式管理垃圾，而且也向非化石燃料社会的转变提供了帮助。据估计，到 2020 年仅仅通过垃圾焚烧所获得的可再生能源电力和热能（共 98TWh）至少可以提供近 2300 万欧洲人使用。此外，WtE 的扩张可以帮助欧洲每年减少相当于 2200 万辆汽车的二氧化碳排放量，更何况还节省了资源，如矿物质和金属，这是通过城市挖掘和回收底渣实现的。到目前为止，在新成员国只有波兰和立陶宛在 WtE 执行上取得了具体进展。由于未遵从欧盟规则而罚款，波兰需要解决其日益严重的废弃物量和不断增长的开支。它正试图通过建设至少 11 座 WtE 厂来实现废弃物管理系统的整体改变。2013 年在波罗的海，立陶宛将交付第一个垃圾焚烧发电厂。据一些公告和文献资料，超过 50 个垃圾发电厂将要在东欧国家建造，其中大部分都是处在早期规划阶段而且面临许多不确定性。更重要的是，在不同的国家，基本条件有很大的不同。例如，东欧国家之前由于存在严重的环境滥用的行业，目前这一地区环保意识正在提高，导致在某些情况下（捷克，匈牙利）公众坚决反对垃圾焚烧。这一地区其他方面的问题可能是缺乏电力/传热基础设施，缺乏金融稳定性（鉴于经济危机

这变得更加重要)，缺少足够的金融手段，以及由于缺乏经验、组织导致没有能力使用欧盟提供的资金用于此等投资。在东欧和东南欧，垃圾焚烧是否会达到其第二扩张高峰，哪一种废弃物管理技术会被一个国家真正采用取决于几个因素：金融，历史，政治和文化。因此，最大的挑战是评估各个国家或一组国家可能在社会/历史、地理/环境和经济等方面所具有的一些潜在的共性。

参考文献

1. Anders-Clever E (2010) Ungarns Abfallwirtschaft wartet auf politische Weichenstellungen. Sekundär-Rohstoffe. October, pp 20–21
2. Arnika (2005) Arnika: construction of ten new incinerators was discussed in the Czech Republic in the last year. (Online); (cited 2011 May 5). Available from: http://english.arnika.org/press-releases/item/73-construction-of-ten-new-incinerators-was-discussed-in-the-czech-republic-in-the-last-year
3. Avfall Sverige (2008) Energy from waste–an international perspective. Malmö, Avfall Sverige, Report No.: U2009:05
4. Baltzar E, Petrovska A, Sevic D, Uzunov D, Varbova V, Zhechkov R (2009) Speeding up investments in the waste sector–a manual for waste utilities in South Eastern Europe. Regional Environmental Center for Central and Eastern Europe, Szentendre
5. BКурсе vkurse.ua: Mentor Group Holdings предложила построить в Николаевской обл. 6 мусороперерабатывающих заводов. (Online); 15.10.2010 (cited 2011 May 5). Available from: http://vkurse.ua/business/postroit-v-nikolaevskoy-obl-6-musoropererabatyvayushchikh-zavodov.html
6. Brink P, Bassi S, Vergnon M (2008) Benefits of environment in ENP countries. Methodology test case: Ukraine. Working document for DGENV of the European communities. Institute for European Environmental Policy
7. CEE Bankwatch Network Bankwatch.org: Opatovice municipal waste incinerator, Czech Republic. (Online); (cited 2011 May 5). Available from: http://www.bankwatch.org/project.shtml?w=330665&s=1680840
8. CEWEP (2010) CEWEP country report 2010 Lithuania. CEWEP country report. Brussels, Belgium: Confederation of European Waste-to-Energy plants, Report No.: 2010
9. CEWEP (2009) Waste-to-Energy–a cost effective and reliable sustainable energy source. Position paper on sustainable energy from waste. Brussels: Confederation of European Waste-to-Energy plants
10. CNIM (2010) The Brno Waste to Energy plant. Presentation at the first WtERT annual meeting Europe
11. Dehoust G, Schüler D, Vogt R, Giegrich J (2010) Climate protection potential in the waste management sector–Examples: municipal waste and waste wood. (UBA-FB). Dessau-Roßlau, Germany: Umweltbundesamt, Report No.: 001347/E
12. Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA). Local authority funding—PFI projects. (Online); 2011 (cited 2011 April 10). Available from: http://www.defra.gov.uk/environment/economy/waste/widp/pfi-projects
13. Dnevnik AV hr: 'Nisam sretan zbog odluke o spalionici'. (Online); 17.12.2008 (cited 2011 May 5). Available from: http://dnevnik.hr/vijesti/hrvatska/nisam-sretan-zbog-odluke-o-spalionici.html
14. EC-a (2009) Economic Crisis in Europe: causes, consequences and responses. European

economy. Luxembourg: European commission–directorate-general for economic and financial affairs; Report No.: 7/2009

15. EC-b (2009) Environment Policy Review–Part 3. Comission Staff Working Document. Brussels, Belgium: European Commission; 2010. Report No.: SEC(2010) 975 final
16. EEA-a (2010) The European environment–state and outlook 2010: synthesis. Copenhagen: European Environment Agency
17. EEA- b (2009) Diverting waste from landfill–effectiveness of waste management policies in the European union. EEA Report. Copenhagen: European Environment Agency; Report No.: 7/2009
18. EEA-c (2007) The road from landfilling to recycling: common destination, different routes. Brochure. Copenhagen: European Environment Agency
19. EEA-d European Environment Agency. EEA.europa.eu: The European environment- state and outlook 2010–Waste (Lithuania). (Online); 2010 (cited 2011 March 14). Available from: http://www.eea.europa.eu/soer/countries/lt/soertopic_view?topic=waste
20. EEA-e European Environment Agency. EEA.europa.eu: The European environment- state and outlook 2010–Waste (Estonia). (Online); (cited 2011 May 2). Available from: http://www.eea.europa.eu/soer/countries/ee/soertopic_view?topic=waste
21. EEA-f European Environment Agency. EEA.europa.eu: The European environment state and outlook 2010–Waste (Hungary). (Online); (cited 2011 March 15). Available from: http://www.eea.europa.eu/soer/countries/hu/soertopic_view?topic=waste
22. Eger A, Kropacek I (2008) CEE bankwatch.org: waste incinerator plans up in smoke in Hungary, campaigners call for EU funds for recycling. (Online); 11.03.2008 (cited 2011 May 5). Available from: http://www.bankwatch.org/newsroom/release.shtml?x=2081251
23. eKapija (a) ekapija.ba: prevent BiH planira izgradnju postrojenja za termički tretman organskog otpada u Visokom. (Online); 11.03.2011 (cited 2011 May 5). Available from: http://www.ekapija.ba/website/bih/page/408439
24. eKapija (b) ekapija.ba: Spalionica otpada u Sarajevu: Uskoro javni poziv za izradu studije izvodljivosti. (Online); 12.10.2010 (cited 2011 May 5). Available from: http://www.ekapija.ba/website/bih/page/355263
25. Enache E (2010) A SWOT analysis on the waste management problem in Romania in 2010. Theor Appl Econ 17(3):101–108
26. European Commission–Regional Policy (Inforegio). Inforegio: Czech Republic–operational programme 'Environment'. (Online); 2007 (cited 2011 May 5). Available from: http://ec.europa.eu/regional_policy/country/prordn/details_new.cfm?gv_PAY=CZ&gv_reg=ALL&gv_PGM=1029&LAN=7&gv_per=2&gv_defL=7
27. European Commission–Regional Policy (Inforegio). Inforegio: Bulgaria–operational programme 'Environment'. (Online); 2007 (cited 2011 May 2). Available from: http://ec.europa.eu/regional_policy/country/prordn/details_new.cfm?gv_PAY=BG&gv_reg=ALL&gv_PGM=1007&LAN=7&gv_per=2&gv_defL=7
28. European Commission–Regional Policy (Inforegio). Inforegio: Romania–operational programme 'Environment'. (Online); 2007 (cited 2011 May 5). Available from: http://ec.europa.eu/regional_policy/country/prordn/details_new.cfm?gv_PAY=RO&gv_reg=ALL&gv_PGM=1038&LAN=7&gv_per=2&gv_defL=7
29. European Commission–Regional Policy (Inforegio). Inforegio: Slovakia–operational programme 'Environment'. (Online); 2007 (cited 2011 May 5). Available from: http://ec.europa.eu/regional_policy/country/prordn/details_new.cfm?gv_PAY=SK&gv_reg=ALL&gv_PGM=1236&LAN=7&gv_per=2&gv_defL=7
30. Eurostat (2009) Eurostat.ec.europa.eu: municipal waste generated and treated in (Online); 2010 (cited 2011 May 5). Available from: http://epp.eurostat.ec.europa.eu/

31. EUWID-a Aufträge für Verbrennungskapazitäten sinken 2009 in Europa um ein Viertel. Europäischer Wirtschaftsdienst–Recycling und Entsorgung. 2010 April;(16): p 13
32. EUWID-b Aufträge für Verbrennungskapazitäten in Europa wieder deutlich gestiegen. EUWID Recycling und Entsorgung. 2011 February;(8): p 11
33. EUWID-c MVA erzeugen zwischen 2005 und 2009 mehr Energie und verbrennen mehr Abfälle. Europäischer Wirtschaftsdienst–Recycling und Entsorgung. 2011 April;(13): p 7
34. EUWID-d Fisia Babcock liefert Kessel für erste MVA im Baltikum. Europäischer Wirtschaftsdienst–Recycling and Entsorgung. 2010 March;(9)
35. EUWID-e Polnische Abfallwirtschaft braucht bis 2020 weitere Behandlungsanlagen. Europäischer Wirtschaftsdienst–Recycling & Entsorgung. 2010 September;(38)
36. EUWID-f EU-Kommission fordert Umsetzung von EuGH-Urteil zum Abfallrecht. Europäischer Wirtschaftsdienst–Recycling and Entsorgung. 2010 November;(44)
37. EUWID-g Zweite Mahnung für Slowakei wegen Altautorichtlinie. Europäischer Wirtschaftsdienst–Recycling and Entsorgung. 2011 February;(6)
38. EUWID-h Bulgariens erste Anlage zum E-schrottrecycling in Betrieb. Europäischer Wirtschaftsdienst–Recycling and Entsorgung. 2010 July;(28)
39. Gallop P (2008) Fuelling the fire–European investment bank financing for the incineration industry. Central and Eastern Europe Bankwatch Network, Praha
40. Government of the Czech Republic Waste management plan of the Czech Republic. Government regulation. Prague, Czech Republic: Ministry of the Environment of the Czech Republic; 2003. Report No.: No. 197/2003 Coll
41. Herczeg M Evaluation of waste policies related to the landfill directive–Hungary. ETC./RWM working paper. Copenhagen, Denmark: European Topic Centre on Resource and Waste Management;. Report No.: 7/2008
42. Illés Z Hungarian waste management policy. (2009). A presentation held in Ankara, Turkey form 24th to 25th of August
43. ISWA (2009) Waste and climate change. White Paper. Vienna, Austria: International Solid Waste Association
44. JSC (2010) "Naftos grupė". WtE development in Lithuania. Poster session summary for the 5th CEWEP Congress on Waste-to-Energy. Antwerp, Belgium: Confederation of European Waste-to-Energy Plants
45. Kisliakova N, Pavliska O, Mtibelashvili T (2006) Umweltpolitik, -strategien und -programme der Länder Russland, Ukraine, Georgien. Wien, Austria: Wirtschaftskammer Österreich (WKÖ), Österreichische Gesellschaft für Umwelt und Technik (ÖGUT); Report No.: 2006
46. Kuhn M (2010) Am Scheidepunkt. Recycling Magazin. October pp 30–33
47. Kuhn M (2009) Stiefkind Verbrennung—Tschechien will MVA finanziell nicht fördern. Recycling Magazin. August pp 28–30
48. Kyiv Post. KyivPost.com: Kyiv postpones construction of new waste incinerator. (Online); 05.11.2010 (cited 2011 May 5). Available from: http://www.kyivpost.com/news/city/detail/88854
49. Latvian Ministry of Environment. ENVIRONMENTAL POLICY STRATEGY 2009-2015. Riga, Latvia: Ministry of Environment Latvia; 2009. Report No.: No. 517 of 31 July 2009
50. Malek S (2010) Waste incineration in Slovenia: a life-cycle assessment of environmental impacts of potential waste-to-energy options. Master Thesis
51. Malovrh P. Delo.si: Streljanje na Lafarge Cement, sosežig prepovedan. (Online); 09.03.2011 (cited 2011 May 5). Available from: http://www.delo.si/novice/slovenija/streljanje-na-lafarge-cement-sosezig-prepovedan.html
52. Manders JLC (2008) The renewable energy contribution of "Waste to Energy" across Europe. study. Confederation of European Waste-to-Energy Plants, Brussels

53. Marcu V, Atudorei A (2010) WtE development in Romania. Poster session summary for the 5th CEWEP Congress on Waste-to-Energy. Antwerp, Confederation of European Waste-to-Energy Plants, Belgium
54. Ministry of Foreign Affairs of Denmark- The Trade Council, Baltics. (2010) DDK 1.2 billion for improving waste management in Latvia. (Online); 11.10.2010 (cited 2011 May 2). Available from: http://tradecouncil.baltics.um.dk/en/menu/MarketOpportunities/LatestNews/DDK12BillionForImprovingWasteManagementInLatvia.htm
55. Novinite–Sofia news agency (a). Novinite: Sofia City Hall Announces Winning Waste Plant Bidder. (Online); 16.06.2010 (cited 2011 May 5). Available from: http://www.novinite.com/view_news.php?id=117205
56. Novinite Sofia News Agency (b). Novinite.com: Bulgaria Has Worst Waste Management in Europe. (Online); 13.01.2011 (cited 2011 May 2). Available from: http://www.novinite.com/view_news.php?id=124128
57. Novinite Sofia News Agency (c). Novinite.com: Brussels Very Likely to Sue Bulgaria over Poor Waste Disposal. (Online); 15.06.2010 (cited 2011 May 2). Available from: http://www.novinite.com/view_news.php?id=117149
58. Novinite–Sofia news agency (d). Novinite.com: EC to Finance Initial Works at Sofia Waste Plant. (Online); 06.11.2010 (cited 2011 May 5). Available from: http://www.novinite.com/view_news.php?id=121888
59. Novinite–Sofia news agency (e). Novinite.com: Bulgarian Supreme Court Confirms Sofia Waste Plant Bid. (Online); 24.09.2010 (cited 2011 May 5). Available from: http://www.novinite.com/view_news.php?id=120463
60. Novinite–Sofia news agency (f). Novinite.com: Bulgarian Socialists: Sofia Waste Plant Project Flopped. (Online); 21.09.2010 (cited 2011 May 5). Available from: http://www.novinite.com/view_news.php?id=120371
61. Novinite–Sofia news agency (g). Novinite.com: Bulgarian Eco Minister Claims Waste Plant Project on Schedule. (Online); 17.09.2010 (cited 2011 May 5). Available from: http://www.novinite.com/view_news.php?id=120249
62. Novinite–Sofia news agency (h). Novinite.com: Bulgarian Watchdog Rejects Another Appeal over Sofia's Waste Plant. (Online); 19.07.2010 (cited 2011 May 5). Available from: http://www.novinite.com/view_news.php?id=118260
63. Novinite–Sofia news agency (i). Novinite.com: Bulgaria Watchdog Rejects Appeal over Sofia's Waste Plant. (Online); 02.07.2010 (cited 2011 May 5). Available from: http://www.novinite.com/view_news.php?id=117717
64. Novinite–Sofia news agency (j). Novinite.com: German, Greek Firms Appeal Sofia Waste Plant Tender. (Online); 30.06.2010 (cited 2011 May 5). Available from: http://www.novinite.com/view_news.php?id=117654
65. Novinite–Sofia news agency (k). Novinite.com: Sofia City Hall Announces Winning Waste Plant Bidder. (Online); 16.06.2010 (cited 2011 May 5). Available from: http://www.novinite.com/view_news.php?id=117205
66. Novinite–Sofia news agency (l) Novinite.com: Bulgaria to Set Strict Targets in Waste Management. (Online); 21.01.2011 (cited 2011 May 5). Available from: http://www.novinite.com/view_news.php?id=124396
67. Odpady Portal (a). Odpady-portal.sk: Skládka odpadov Považský Chlmec: Komisia žaluje Slovensko. (Online); 17.02.2011 (cited 2011 May 5). Available from: http://www.odpady-portal.sk/Dokument/100654/skladka-odpadov-povazsky-chlmec-komisia-zaluje- slovensko.aspx
68. Odpady Portal (b). Odpady-portal.sk: Európska komisia žaluje Slovensko za bioodpady. (Online); 19.07.2010 (cited 2011 May 5). Available from: http://www.odpady-portal.sk/

Dokument/100460/europska-komisia-zaluje-slovensko-za-bioodpady.aspx
69. Olofsson M, Sundberg J, Sahlin J (2005) Evaluating waste incineration as treatment and energy recovery method from an environmental point of view. In Paper no. NAWTEC13-3168, 13th Annual North American Waste-to-Energy Conference (NAWTEC13); 2005; Orlando, Florida. pp 175–192
70. Orosz Z, Fazekas I (2008) Challenges of municipal waste management in Hungary. AGD Landsc Environ 2(1):78–85
71. Pajak T (2010) Abfallwirtschaftsplanung in Polen. ReSource. 2010 January: pp 14–15
72. Petrlik J, Havel M, Skalsky M (2006) The liberec municipal waste incinerator–a significant source of POPs. A report part of the International POPs Elimination Project. Prague, Czech Republic: Arnika–toxics and waste programme
73. Popovych O, Malovanyy M, Plaza E (2009) Hrybovychi municipal solid waste landfill reclamation and coherent pollution prevention in holistic approach. In research and application of new technologies in wastewater treatment and municipal solid waste disposal in Ukraine, Sweden and Poland. Proceedings of a Polish-Swedish seminar.; Stockholm, Sweden. pp 23–30
74. REC (2001) Waste management policies in central and Eastern European countries: current policies and trends. The regional environmental center for central and Eastern Europe, Szentendre
75. Recyclingportal. Recyclingportal.eu: Latvia: projects on waste collection stadions and requirements for dump sites finished. (Online); 07.05.2009 (cited 2011 May 2). Available from: http://www.recyclingportal.eu/artikel/22068.shtml
76. Recyclingportal. Recyclingportal.eu: Lithuanian ministry developing the national waste management system. (Online); 17.01.2011 (cited 2011 May 2). Available from: http://www.recyclingportal.eu/artikel/25884.shtml
77. REPORT (2010) (Unknown authors). Devisen für Deponien. Sekundär Rohstoffe. September: pp 20–22
78. ReTech-a (2009) Länderprofil Abfallwirtschaft Rumänien. Länderprofil Abfallwirtschaft. Bonn, Germany: ReTech–die BMU Exportinitiative Recycling und Effizienztechnik
79. ReTech-b (2009) Länderprofil Abfallwirtschaft Tschechische Republik. Länderprofil Abfallwirtschaft. Bonn, Germany: ReTech–die BMU Eportinitiative Recycling und Effizienztechnik
80. ReTech-c (2009) Länderprofil Abfallwirtschaft Ungarn. Landerprofil Abfallwirtschaft. Bonn, Germany: ReTech–die BMU Exportinitiative Recycling und Effizienztechnik
81. Romania Insider. Romania-insider.com: Romania pledges to spend EUR 1.2 billion on waste recycling until 2015. (Online); 10.03.2011 (cited 2011 May 5). Available from: http://www.romania-insider.com/romania-pledges-to-spend-eur-1.2-billion-on-waste-recycling-until-2015/20236/
82. SAKO Brno (2011) Sako.cz: Historie. (Online); (cited 2011 May 5). Available from: http://www.sako.cz/spalovna/historie/
83. Schäfer A, Kapsa K (2010) Das kommunale Abfallrecht in Polen (1. Teil). ReSource. March: pp 34–38
84. Scortar LM, Lazar I, Zagan Zelter D (2009) The condition of waste management in Romania. Manage Marketing J 7(1):29–35
85. Skovgaard M, Villanueva A, Andersen FM, Larsen H (2007) Environmental outlooks: municipal waste. ECT/RWM working paper. Copenhagen, Denmark: European topic centre on resource and waste management; Report No.: 2007/1
86. Stracansky P. Guardian.co.uk: Eastern Europe lagging on waste and recycling, NGOs warn. (Online); 01.04.2010 (cited 2011 May 10). Available from: http://www.guardian.co.uk/

environment/2010/apr/01/waste-recycling
87. Tchobanoglous G, Kreith F (2002) Handbook of solid waste management, 2nd edn. edn. Irwin/Mcgraw Hill, USA
88. Tere J. The baltic course: Estonian Eesti Energia approves investments into WTE plant. (Online); 28.01.2010 (cited 2011 May 2). Available from: http://www.baltic-course.com/eng/investments/?doc=23000
89. The Sofia Echo (a). SofiaEcho.com: Sofia's waste treatment facility still pending EC clearance. (Online); 08.11.2010 (cited 2011 May 5). Available from: http://sofiaecho.com/2010/11/08/989658_sofias-waste-treatment-facility-still-pending-ec-clearance
90. The Sofia Echo (b). SofiaEcho.com: Bulgaria to unveil strategy for construction waste at the start of 2011. (Online); 10.12.2010 (cited 2011 May 5). Available from: http://sofiaecho.com/2010/12/10/1008623_bulgaria-to-unveil-strategy-for-construction-waste-at-the-start-of-2011
91. UK Without Incineration Network (UK WIN). ukwin.org: Sites where incinerators exist or are proposed. (Online); 2011 (cited 2011 March 3). Available from: http://ukwin.org.uk/knowledge-bank/incineration/sites-where-incinerators-exist-or-are-proposed/
92. Umweltbundesamt (2008) Waste incineration and waste prevention: not a contradiction in terms. Background paper. Dessau: Umweltbundesamt; Report No.: 052/2008
93. UN CSD- a (2010) Estonia UN CSD18: National Reporting on Waste management. National Reporting on Waste management. New York: United Nations Commission on Sustainable Development; Report No.: UN CSD18
94. UN CSD- b (2010) Romaina's National Report for the 18th Session of The United Nations Commission on Sustainable Development (CSD-18). National Report. New York, USA: United Nations Commission on Sustainable Development; Report No.: CSD-18
95. Vaccani A (2011) Überkapazitäten in der Abfallverbrennung in Europa. In Thomé-Kozmiensky KJ, editor. Planung und Umweltrecht–Band 5. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin pp 31–38
96. Waste Management World. WM World: Waste to Energy Project Expected to Pay Off in Romania. (Online); 16.11.2010 (cited 2011 May 5). Available from: http://www.waste-management-world.com/index/display/article-display.articles.waste-management-world.waste-to-energy.2010.11.Waste_to_Energy_Project_Expected_to_Pay_Off_in_Romania.html
97. Waste-to-Energy Research and Technology Council Germany (WtERT Germany)-a. WtERT.eu: Vysočina Region plans energy recovery from waste. (Online); 19.05.2010 (cited 2011 May 2). Available from: http://www.wtert.eu/Default.asp?Menue=18&NewsPPV=7938
98. Waste-to-Energy Research and Technology council Germany. (WtERT Germany)-b. Baltic's first WtE plant will be in Lithuania. (Online); 24.02.2010 (cited 2011 April 15). Available from: http://wtert.eu/default.asp?Menue=26&NewsPPV=7110
99. Waste-to-Energy Research and Technology Council Germany(WtERT Germany)-c. WtERT.eu: Lithuania: WtE could be the solution for an ineffective yet costly waste management. (Online); 26.03.2010 (cited 2011 April 14). Available from: http://wtert.eu/default.asp?Menue=26&NewsPPV=7436
100. Waste-to-Energy Research and Technology Council Germany. (WtERT Germany)-d. WtERT.eu: EIB mulls loans to waste-to-energy CHP plants in Sweden, Lithuania. (Online); 24.12.2010 (cited 2011 May 2). Available from: http://wtert.eu/default.asp?Menue=26&NewsPPV=9909
101. Waste-to-Energy Research and Technology Council Germany. (WtERT Germany)-e. WtERT.eu: New Vilnius waste incineration plant? Experts say Yes. (Online); 09.12.2010

(cited 2011 May 2). Available from: http: //wtert. eu/ default.asp? Menue =26&News PPV=9760

102. Waste-to-Energy Research and Technology Council Germany. (WtERT Germany)-f. WtERT.eu: CNIM to start building the first WtE plant in Estonia this summer. (Online); 07.02.2010 (cited 2011 May 2). Available from: http://wtert.eu/default.asp?Menue=26&NewsPPV=6938
103. Waste-to-Energy Research and Technology Council Germany. (WtERT Germany)-g. WtERT.eu: Veolia and the Tallinn Landfill starting the manufacturing of fuel from waste. (Online); 16.02.2010 (cited 2011 May 2). Available from: http://wtert.eu/default.asp?Menue=26&NewsPPV=7023
104. Waste-to-Energy Research and Technology Council Germany. (WtERT Germany)-h. WtERT.eu: Ragn-Sells launched construction of a waste incineration plant in Tallinn. (Online); 03.01.2011 (cited 2011 May 2). Available fromhttp://wtert.eu/default.asp?Menue=26&NewsPPV=9934
105. Waste-to-Energy Research and Technology Council Germany. (2009) (WtERT Germany)-i. WtERT.eu: Ukraine, Donetsk: EcoEnergy building its first of 20 billion € worth WtE investments. (Online); 27.12.2009 (cited 2011 May 5). Available from: http://wtert.eu/default.asp?Menue=26&NewsPPV=6565
106. Waste-to-Energy Research and Technology Council Germany. (WtERT Germany)-j. WtERT.eu: EU fines Poland for poor waste disposal. (Online); 23.08.2010 (cited 2011 May 5). Available from: http://wtert.eu/default.asp?Menue=26&NewsPPV=8769
107. Waste-to-Energy Research and Technology Council Germany. (WtERT Germany)-k. WtERT.eu: Nine Polish WtE projects submitted for EU funding. (Online); 07.07.2010 (cited 2011 May 5). Available from: http://wtert.eu/default.asp?Menue=26&NewsPPV=8453
108. Waste-to-Energy Research and Technology Council Germany (WtERT Germany)-l. WtERT.eu: Czech town Pilsen to get a new WtE plant in 2016. (Online).; 07.04.2010 (cited 2011 May 5). Available from: http://wtert.eu/default.asp?Menue=26&NewsPPV=7543
109. Waste-to-Energy Research and Technology Council Germany. (WtERT Germany)-m. WtERT.eu: Waste incinerator in the Czech Pilsen region to help reduce dependence on coal. (Online); 06.01.2011 (cited 2011 May 5). Available from: http://wtert.eu/default.asp?Menue=26&NewsPPV=9942
110. Waste-to-Energy Research and Technology Council Germany (WtERT Germany)-n. WtERT.eu: Czech Citizens against the Karviná incinerator. (Online); 06.05.2010 (cited 2011 May 5). Available from: http://wtert.eu/default.asp?Menue=26&NewsPPV=7816
111. Waste-to-Energy Research and Technology Council Germany. (WtERT Germany)-o. WtERT.eu: Vysočina a step closer to an incinerator. (Online); 10.06.2010 (cited 2011 May 5). Available from: http://wtert.eu/default.asp?Menue=26&NewsPPV=8146
112. Waste-to-Energy Research and Technology Council Germany (WtERT Germany)-p. WtERT.eu: Companies announce new waste facilities in Slovakia. (Online); 01.09.2010 (cited 2011 May 5). Available from: http://wtert.eu/default.asp?Menue=26&NewsPPV=8876
113. Waste-to-Energy Research and Technology Council Germany (WtERT Germany)-q. WtERT.eu: Bulgarian waste: EC starts it's first trial against EU newcomer. (Online); 19.04.2010 (cited 2011 May 2). Available from: http://wtert.eu/default.asp?Menue=26&NewsPPV=7645
114. Waste-to-Energy Research and Technology Council Germany (WtERT Germany)-r. WtERT.eu: Serbia holds 7 locations for WtE plants. (Online); 22.06.2010 (cited 2011 May 5). Available from: http://wtert.eu/default.asp?Menue=26&NewsPPV=8231

115. Wielenga K (2008) Waste-to-Energy and the revision of the waste framework directive. Waste-to-Energy's contribution to climate protection. Confederation of European Waste-to-Energy Plants, Braine l'Alleud
116. Wollmann R (2011) Unterstützung der Abfallwirtschaft in den Staaten Mittel- und Osteuropas, des Kaukasus und Zentralasiens. Wasser und Abfall. Jan, pp 26–30
117. Zeschmar-Lahl B (2010) Waste-to-energy compared to Mechanical Biological Treatment (MBT) And co-combustion of municipal waste. In ISWA World Congress; Hamburg pp 1–10
118. Zhechkov R, Viisimaa M (2008) Evaluation of waste policies related to the Landfill Directive–Estonia. ETC./RWM working paper. Copenhagen, Denmark: European topic centre on resource and waste management; Report No.: 3/2008

第12章 毛里求斯生物质能源化利用：研究及应用概述

Romeela Mohee，Ackmez Mudhoo

摘要： 在毛里求斯社会背景下，考虑到能源需求的增长及面临的相关污染问题，从化石燃料垄断的传统能源制度向非传统可再生能源混合的能源模式的转变势在必行。除了实现垃圾减量化之外，可再生生物质原料的焚烧和发酵也能产生来自能源生产的收益，分别是废弃物能源化（WtE）和厌氧消化技术（ADT）。在毛里求斯，典型的城市生活垃圾（MSW）主要包括食品，园林废弃物，其他绿色垃圾和有机残渣，不同档次的纸张和塑料，纺织品，橡胶，玻璃，金属，木材，处理过的污泥和惰性物质等。本章简明扼要地综述了毛里求斯的 WtE 行业和 ADT 研究与大规模应用情况。

12.1 生物质和可再生能源的需求

由于人口和城市化的急剧增长，能源需求日益增长。在未来至少25年内，全球能源需求很可能持续稳定增长[3]。根据 Birol[3] 的研究，如果政府固守当前的政策，2030年世界能源的需求很可能比今天的高出50%以上。超过65%的世界能源利用增长将来自于发展中国家，这些地方经济和人口增长最快。化石燃料继续在能源供应中占据优势，将满足一次能源需求80%以上的预期增幅，同时石油仍是单一最大燃料，2030年其预期需求量将达到115万桶/天[3]。作为主要的传统能源资源，像煤、石油和天然气，正在迅速枯竭[13,17]，生物质成为一种新兴的有前景的环境友好型的可再生能源选择之一[8,20]。从传统能源获得能量的过程造成大气污染，导致了一系列问题，如全球变暖、酸雨、气候变化。基于能源需求急剧增长与承受的污染压力的考虑，朝非传统资源如风能、太阳能、水和生物质的转变势在必行[1,13]。

不同的热化学转化过程，包括燃烧、气化、液化、加氢/热解和生物化学过程，如厌氧消化生物技术，已经应用于将生物质转化成多样化的能源产物[2,13]。生物质从古代起就被用作燃料来煮饭和室内取暖。生物质来源丰富，相对便宜，更好的利用方式是利用合适的工艺将其转变为高能产物[13]。广义上生物质资源可以分为两大类型，如天然物质和衍生物质。生物质资源包括树木和木材废料，农产品和副产物废料，城市生活垃圾，动物粪便，食品加工过程的废料，水生植物和藻类等[11]。根据 Demirbas[7] 的研究，可以更进一步地将生物质资源细分成以下类型：垃圾，农业生产废弃物，农产品加工废弃物，农产品残渣，工厂木材废料，城市木材废料和城市有机废

弃物。

生物质作为原材料的转化利用，取决于化学成分和物理性质，原则上，生物质含有各种纤维素、半纤维素和木质素[13]。根据 Rabaey 和 Verstraete[29]的研究，生物质有一个活力值，无论是被当做粮食、能量作物还是废弃物。作为典型的生物质，1kg 糖平均含有 4.41kWh 的潜能；从 1kg 碳水化合物中通常可以产生 0.5L 的乙醇，1.2m^3 的氢气，0.36m^3 的甲烷气体或者 0.5m^3 的沼气[29]。这些过程平均产生 1kWh 的有用能量。目前，生物质占据大约 13%～16% 的世界能源消耗量，是许多发达国家和发展中国家一个主要的能源来源[18]。

12.2 MSW 生物质和废弃物能源化

截至目前，对城市生活垃圾（MSW）的不同处理已有较多研究，焚烧、塑料与纸质容器材料回收分离、可生物降解垃圾的生物处理（厌氧消化和堆肥）的不同组合在文献上已有广泛的研究和报道并与填埋相比较[9]。从生物质或 MSW 可生物降解部分回收能量的不同选择方案可以细分成厌氧消化[19]，生物燃料生产，直接生产电能的微生物燃料电池[29]，焚烧回收能量[15]，燃煤发电厂联合焚烧[22]，气化[26]和热解，污泥的超临界湿式氧化[23]和水热法。用于能量回收的厌氧消化和焚烧在以下部分中有更详细的讨论。

12.2.1 MSW 和 WtE 焚烧

在发展中国家 MSW 焚烧通常被多种因素限制，主要包括投资资本和运营成本，潜在的环境影响，操作和焚烧炉运行的技术难点及其污染控制设备[9,16,31]。发展中国家 MSW 的一个明显特点是水分含量高（典型的大约 50% 或更多），比美国以及欧洲国家的高出 20%～30%。高水分含量进一步降低了 MSW 的热值。除了垃圾减量化，焚烧也可以产生能源生产效益，如广为人知的废弃物能源化（WtE），部分抵消了焚烧的成本[5,28]。从城市生活垃圾焚烧中释放的热量能够通过蒸汽收集，随后用来加热或发电。MSW 发电厂被设计用来处理城市生活垃圾，在焚烧同时伴随着电力生产。MSW 是生物质的一个来源[4,21]：餐厨垃圾、园林修剪等绿化废弃物便是生物质废弃物的例子，而由玻璃、塑料和金属等材料制成的则不是[9]。

12.2.2 厌氧生物技术要领

厌氧消化生物技术已经应用于从废弃物流中回收增值产品和生物燃料。来自城市、工业和农业固体和液体废弃物中的碳、氮、氢、硫被转化成增值资源。这些包括生物燃料（氢气，丁醇，甲烷），微生物燃料电池（MFC）发电，肥料（有机污泥）和有用的化学物质（硫黄，有机酸等）。

厌氧消化过程包括一个水解步骤，来源于生物质底物的有机化合物，如多糖、蛋白质、脂肪、被胞外酶水解；一个酸化步骤，此步骤中水解产物被转化为氢气、甲酸、醋酸和更高分子量的挥发性脂肪酸；第三步则是由氢气、甲酸、醋酸生成沼气——甲烷和二氧化碳混合物[30]。高分子量的挥发性脂肪酸在进一步转化成甲烷和

二氧化碳前可能会分解成氢气、甲酸、醋酸。完整的产甲烷转化发生在混合微生物群落，产生甲烷作为有机化合物还原的唯一产物。

沼气可作为产电或产热的能量来源。实际应用中绝大多数厌氧过程是常温的。通常情况下，生物降解 1kg 一次和二次（生物学上的）污泥混合物的有机固体粗略估计可产生 $1m^3$ 沼气[30]。

12.3 毛里求斯的 MSW 产生和 WtE 潜能

在毛里求斯，随着经济的快速增长发生大规模城市化，MSW 的处置管理和再利用已经成了一个重大的经济、环境和能源问题而被决策者、研究者、工程师和环境保护者所关心。如图 12-1 所示，在过去 9 年作为能源来源的全国进口柴油量、相应的热能发电量、能源需求峰值、被填埋的城市生活垃圾总量和月平均毛里求斯卢比（MUR）收入都保持着稳定增长。这些附随的趋势支撑着经济以相对稳定的速度增长（平均月收入），伴随着日益增长的能源需求以及将柴油作为能源的不良依赖。毛里求斯作为一个小岛，对产生的 MSW 以填埋作为最“直截了当”的处置选择，可能也并非是个长远的可持续的解决办法。MSW 指的是在城市中被丢弃的材料，对于那些通常负责收集、运输以及最终处置的自治市来说。此外，随着轻质原油价格超过 70 美元/桶，全球变暖和化石燃料供应的安全性日益受到关注，生物燃料（主要是生物柴油）作为符合《京都议定书》规定的可替代的可再生能源迅速突出起来。

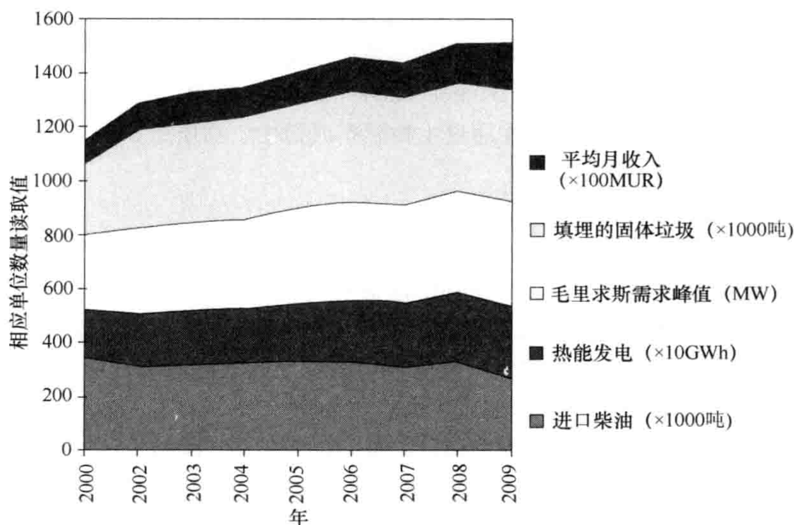


图 12-1 毛里求斯全国进口柴油、热能发电、能源需求峰值、填埋的 MSW 总量以及平均月收入的趋势（2000～2009 年）（数字资料来源：中央统计办公室，金融与经济发展部门。个别年度报告（毛里求斯的图表）可以在 2010 年 9 月 17 日挂出的网站访问 http://www.gov.mu/portal/site/cso/menuitem.19621772f6bc90fe965c062ca0208a0c/）

12.3.1　毛里求斯的可持续概念

毛里求斯是印度洋西南部的群岛，包括毛里求斯主岛、罗德里格斯和几个距离主岛超过350km的外岛。毛里求斯的人口估计有130万人。毛里求斯和罗德里格斯，拥有总领土1969km^2，整体人口密度达到649人/km^2。大约43%的地区为农业用地，25%的地区为建筑用地，2%的地区为公共道路，剩下的则由废弃甘蔗种植田、树林、灌木丛、草地和放牧地、水库和池塘、沼泽和岩石组成（数据来源：毛里求斯年度报表，中央统计办公室，金融与经济发展部门网址：http://www.gov.mu/portal/site/cso/menuitem.19621772f6bc90fe9 65c062ca0 208 a0c/.2010年9月16日）。

在过去的35年里，毛里求斯的经济已经从20世纪70年代以甘蔗作为单一作物发展到20世纪80年代以甘蔗、制造业（主要是纺织品和服装）和旅游业为基础的多元化经济。全球贸易（离岸）和自由港活动也已经从20世纪90年代中期开始持续发展。2009年经济增长3.1%，人均国民总收入按市场价格计算达到了8455美元。尽管化石燃料在枯竭，它们的价格却一直增长，这一现象也严重阻碍着毛里求斯的经济发展。2009年毛里求斯进口了406吨油当量的一次能源用于交通运输部门，合计近80亿卢比（数据来源：毛里求斯年度报表，中央统计办公室，金融与经济发展部门网址：http://www.gov.mu/portal/site/cso/menuitem.19621772f6bc90fe965c062ca0208a0c/.2010年9月16日）。

在电力生产燃烧化石燃料的过程中，许多污染物被排放，如氮氧化物（NO_x）和硫氧化物（SO_x），以及温室气体，如二氧化碳和一氧化碳。所以，寻求可再生能源资源以缓和这一形势，对毛里求斯经济和环境的可持续发展是相当重要的。毛里求斯最近已经采用并启动Maurice Ile Durable Fund（MIDF）概念（http://www.gov.mu/portal/sites/midf/index.htm），旨在通过生物燃料或衍生生物质能在运输部门的推广和使用来减少对化石燃料的依赖。

12.3.2　毛里求斯MSW的总量和特性

在毛里求斯，典型的MSW物理成分包括食品废弃物、纸张、绿色废弃物、纺织品、橡胶、塑料、玻璃、金属、木材和惰性材料（例如，石头、陶瓷、灰烬等）。少量的工业废弃物和建筑废弃物偶尔也会成为MSW。由街头拾荒者、垃圾场拾荒者和流动买家组成的非正式的回收部门，也包含在毛里求斯的废弃物清除和回收活动中，一如其他发展中国家[9]。

当前毛里求斯官方的MSW产生量平均为1200吨/天。因为生活方式的不同和目前实际垃圾处置情况，毛里求斯的MSW显示出一些不同的组成特征。在毛里求斯的大多数区域，食品和园林垃圾是组成城市生活垃圾的最大组分（平均42%~65%），而纸张、金属由于其高回收率而含量很低。表12-1和表12-2显示了预计的毛里求斯垃圾总量，排除废弃物最小化计划，包括家庭、旅游、商业和无害医疗废弃物的组成成分。图12-2总结描述了毛里求斯典型固体废弃物成分，这一组成也与许多其他发展中国家的情形相似。

表 12-1 毛里求斯排除废弃物最小化计划下的垃圾生成量预测（吨/年）[10]

年份	家庭废弃物	商业废弃物	工业废弃物	建筑及拆卸废弃物	家庭有害废弃物	工业有害废弃物	总废弃物量
2011	340078	70314	71159	64938	1701	28134	576324
2012	354021	74533	74717	97535	1770	29262	601838
2013	368536	79005	78453	70237	1843	30437	628511
2014	383646	83745	82375	73046	1918	31660	656390
2015	399375	88770	86494	75968	1997	32934	685538
2016	415750	94096	90819	79007	2079	34260	716011
2017	432796	99742	95360	82167	2164	35641	747870
2018	450540	105727	100128	85454	2253	37079	781181
2019	469012	112070	105134	88872	2345	38577	816010
2020	488242	118794	110391	92427	2441	40136	852431

表 12-2 毛里求斯家庭、旅游、商业及无害医疗废弃物的平均成分（%）[10]

垃圾种类	家庭	旅游	商业	无害医疗废弃物
塑料及塑料瓶	7.9	8	9.1	8.6
玻璃	2.6	3.3	4.2	1
纺织品	3.2	0.3	2.3	1.3
铁制金属	4.1	1.2	2.3	1.1
非铁制金属	0.2	0.6	0.2	0
纸及纸板	14.4	10.2	19.6	18.7
包装材料	3.7	2.6	2.6	4.6
危险废弃物	0.5	0.2	0.1	0
蔬菜及有机物质	49.1	67.5	44	44.2
木材和树枝	1.6	0.6	2.7	0
皮革和橡胶物	1.1	0.3	5.1	0
复合材料	0.7	0.3	0.7	0
细小垃圾（<20mm）	5.6	3.3	3.1	2.2
惰性及其他废弃物	4.6	1.7	4.2	18.3
总数	100	100	100	100

毛里求斯 MSW 的焚烧回收能量（例如 WtE）呈现出一些独特的潜力和挑战，这是由于其相对较低的发热量（干燥基平均 5 ~ 17MJ/kg[25]）和相对较高的水分含量（平均 45% ~ 55%[24]）造成的。Mohee 和 Rughoonundun 提及的其他报道[25]给出了 MSW 的发热值和含水量。一份来自 SIDEC Arup 1998 年的报道总结到，毛里求斯城市

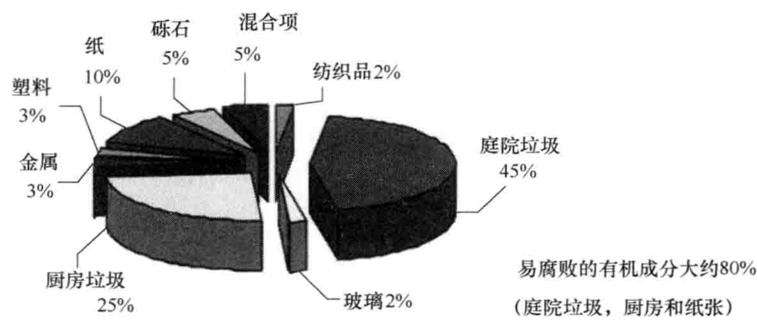


图 12-2　毛里求斯典型的 MSW 成分[25]

生活垃圾的净发热量可能在 6.7 ~ 7.5MJ/kg 之间，而 Fichtner[10] 却表示净发热量在 9.3 ~ 13.5MJ/kg 之间，同时水含量平均达到 47%。

回收利用通常会影响总发热量，废弃物的灰或残渣可以在 WtE 装置内焚烧。金属、玻璃的去除率提高将降低灰或惰性残渣含量，从而增加体积热值。另外，园林废弃物的去除也能提高剩余废弃物的整体热值。对总发热量可能的影响如表 12-3 所示。回收绿色废弃物的主要好处，除了获得潜在可用的产品（堆肥）之外，也可以通过提高净发热量减少水含量从而提高剩余废弃物燃烧的品质。除去纸张、卡片、塑料，会减少发热量。然而，考虑到毛里求斯废弃物回收市场的实际情况，大量分类回收塑料和纸张还不现实。

表 12-3　去除 MSW 中某成分后热值的预测趋势

	去除成分				
	纸张	玻璃	塑料	金属	有机物
水分	↑	↑	↑	↑	↓
灰分	↑	↓	↑	↓	↓
毛热值	↓	↑	↓	↑	↑

注：↑：成分去除后残余垃圾里浓度增加；↓：成分去除后残余垃圾里浓度减少。

常常被提及的是，焚烧和废弃物回收工作之间存在重大冲突，因为焚烧要求长期有最低限度的废弃物投入。然而，除了毛里求斯的废弃物未能分类这一事实之外，潜在可回收的废弃物总量也很少，相关人员已经意识到由于缺乏再加工行业及回收产品的市场，在毛里求斯“回收”的机会是受限的，同时还得考虑经济基础。主要的例外则是堆肥。如果绿色废弃物的初始目标回收率可实现 30% ~ 35%，对于城市和农村废弃物而言，其剩余废弃物的理论发热量可以分别增至 7.2MJ/kg 和 8.1MJ/kg。当最大可实现目标回收率达到 75%，发热量则可以分别提高至 7.8MJ/kg 和 8.4MJ/kg。可以产生的能量总量（电能）和从 MSW 回收的比例依赖于废弃物的总产量，发热量以及燃烧系统的热效率。通常，大型的废弃物能源化发电厂的热效率（合并成大规模焚烧机组）可以达到 30% 以上。此效率是指废弃物中的热能转化成/电力或热量的效

率。然而，小型的电厂效率可能低至 20% ~ 25%。

图 12-3 显示了小型电厂的投入热量/发电量关系。斯托克图通常对每个电厂而言是明确的，尤其是对每一个炉排的设计。图 12-3 也描述了发热量对能源产量的影响。基于 Brown 和 Root 在 1998 年为毛里求斯国家废弃物管理计划而实施的研究总结发现，当平均发热量为 8.4MJ/kg 时，可以预计毛里求斯电厂潜在的最大总输出可以达到 0.473MWh_e/t，在扣除自身负载（电厂自身用电，通常为配额的 12% ~ 15%）后，净输出为 0.402MWh_e/t。例如，对于一个总耗量为 53000t/年的小型 WtE 焚烧电厂（约 6 吨/h，见图 12-3），在 356 天/年和 24h/天的运行制度下净输出能量可能下降到 29GWh_e/年。

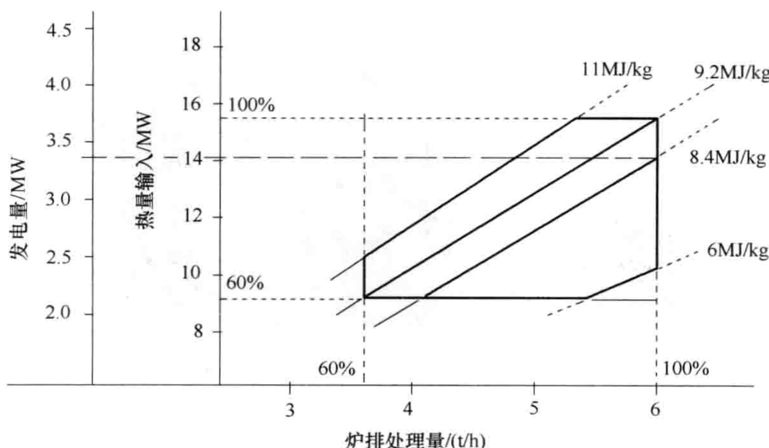


图 12-3　平均发热量为 8.4MJ/kg，处理量为 6t/h 的废弃物能源化炉排焚烧炉的典型斯托克图

12.4　源于生物质的能源：毛里求斯的研究

在毛里求斯，利用生物质能以生物燃料或电力的形式回收有用能量的研究已大多在毛里求斯大学（http://www.uom.ac.mu/）进行，并且得到了毛里求斯研究委员会（MRC，http://www.mrc.org.mu/）的支持和项目资助。以下各节将有所说明。

12.4.1　原材料研究

在过去 25 年里，毛里求斯大学已经开展了利用生物质回收生物能的有关研究，特别是利用多样化的无机物和有机物来研究焚烧和厌氧消化（和/或发酵）的课题（见表 12-4）。

● 目前研究已经从第一代通过焚烧实现能量回收向第三代生物能源回收转变。这一点已被新型沼气池研究课题项目证明，该研究是为了探究利用木质纤维素基质，如

甘蔗渣、藻类、蔬菜废弃物、餐厨废弃物、某些难燃的 MSW 有机部分和废油通过厌氧生物技术制沼气和乙醇。

● 迄今为止，在废弃物能量回收方面开展大量的研究，集中于利用测热法来判断一种废弃物或混合固体废弃物的能量潜力。不可生物降解的（塑料和纺织品）以及可降解的（纸张、纸箱、污泥、MSW 有机残渣和废油）的混合品已有检测。利用化学与环境工程系化工实验室的标准弹式量热器（氧弹量热器——PARR 仪器公司，伊利诺斯，莫林，见图 12-4）可测得净发热量、挥发性固体减少量和灰分量。

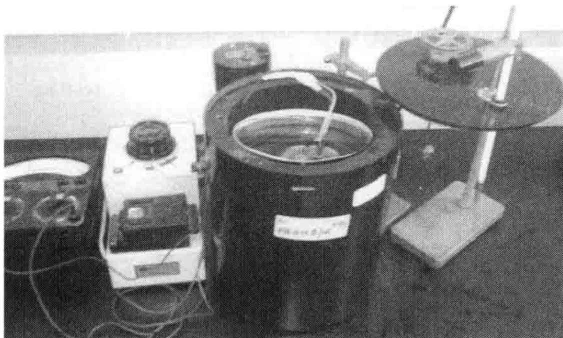


图 12-4　氧弹式量热器（由毛里求斯大学工学部化学与环境工程系提供）

● 近似分析后得到的结果已用来设计 WtE 发电厂，鉴别可在发电厂用来发电的潜在垃圾衍生燃料混合物。事实上，2004 年 Lofur 发现，一种甘蔗渣（质量分数 75%）、用过的食用油（质量分数 12.5%）和用于平衡的石油混合物，含有 27.98MJ/kg 的平均发热量，可以取代煤炭用于一个中型规模的糖厂来发电。

● 下一组生物质资源能量回收项目多样化地应用了厌氧消化过程，如利用 MSW 有机部分、蔬菜废弃物、填埋过的废弃物、藻类生物和填埋浸出液作为基质来最终产生沼气。多样的反应器配置（USAB）、厌氧消化器、SEBAC 系统、生物化学甲烷势（BMP）分析，对此类研究已有使用和测试。大多数对厌氧消化技术（ADT）的研究采用闭合厌氧消化（AD）反应器，配置必要的仪器和控制配件用于 pH、温度和液位控制，同时已经测试了一些使用简单的 BMP 分析或 UASB 反应器生产沼气的可行性，主要是处理和消化具有高度有机污染负载的废水。在 2006 年的一项工作中（见表 12-4），Poinen 为美港池/玫瑰山城市设计了一个初步的大规模 SEBAC 工厂，来处理 196 吨产量的 MSW。此厂包括了 7 个模块的 3 个生物反应器，具有 30 天的停留时间。从此设计和运行中得到的主要结论是可提供一个经济有效且可持续的城市生活垃圾处理手段，且可为附近的居民区、酒店度假胜地和一些工厂提供可用的沼气。

表 12-4　毛里求斯大学已完成的利用生物质及其他原料回收能源的研究工作

作　者	年　份	研 究 题 目	利用的生物质	RT
Domun, P.	2002	利用蔗渣和废机油作为替代能源的可行性研究	蔗渣和废机油	CS
Surroop, D.	2001	采用城市生活垃圾及蔗渣发电潜力的调查研究	MSW 和蔗渣	CS
Kokil, P.	2005	利用城市生活垃圾发电	MSW 组分	CS
Ramadhin, R.	2003	蔗渣发电的特性	蔗渣	CS
Beesoo, K.	2004	毛里求斯未来可燃混合废弃物能源回收方案	MSW 易燃垃圾混合组分	CS
Lofur, V.	2004	废机油，使用过的食用油与蔗渣燃烧回收能源	废机油和蔗渣	CS
Bhengeerothee, P.	2003	使用纺织品、纸张及塑料垃圾作为毛里求斯可再生可持续资源的调研报告	纺织品，纸张及塑料垃圾	CS
Lavenerable, J. C. S.	2009	开发蔗渣能源的新兴技术潜力评估	蔗渣	CS
Domun, P.	2002	蔗渣和废机油作为替代能源资源的可行性	废机油和蔗渣	CS
Victor, E.	2001	垃圾焚烧作为固体废弃物处理的一项合适技术，其对环境及社会经济影响的评估	MSW 组分	CS
Bunjun, R.	1982	城市垃圾回收发电或堆肥	MSW 组分	CS
Jogeedoo, Y.	2009	藻类的厌氧消化及预热处理对甲烷产量的影响	藻类生物量	AD
Lobin, Y.	2000	毛里求斯城市固体垃圾和废水衍生污泥厌氧联合消化分解的潜力	MSW	AD
Vithilingum, D	2002	利用经验模型估算 Mare Chicose 填埋场中甲烷的产生	填埋垃圾	AD
Padiachy, K.	2002	序批式厌氧堆肥（SEBAC）技术用于处理固体废弃物的中试工厂调研	MSW	AD
Chadee, K.	2003	实验室规模的上流式厌氧污泥床反应器中有机废水的厌氧处理	有机废水	AD
Heerah, Sk. A.	2004	蒸汽预处理纤维素废料用于生产甲烷：初步研究	混合蔬菜废弃物	AD
Ponnusawmy, S.	2005	基于毛里求斯一家以序批式厌氧堆肥技术处理蔬菜垃圾的中试规模工厂调查	蔬菜垃圾	AD
Poinen, Y.	2006	以序批式厌氧堆肥（SEBAC）处理固体废弃物的合适步骤	固体废弃物	AD
Lutchmanen, P.	2005	利用 UASB 处理方式处理 Mare Chicose 填埋场浸出液的可行性	填埋浸出液	AD
Moholee, A. K.	2001	利用溶剂萃取法提取 Jatropha Curas L. 生物柴油	Jatropha Curas L.	BDP

（续）

作　者	年　份	研究题目	利用的生物质	RT
Rahiman, M. Z.	2003	提高利用糖浆生产乙醇及成本效益分析	甘蔗糖浆	BEP
Khadun, B. N.	2005	毛里求斯甘蔗糖浆生产乙醇的生命周期评价比较	甘蔗糖浆	BEP
Rao, C.	1994	有关提升利用蔗渣糖蜜作为底物的酒精发酵技术的研究	甘蔗糖浆	BEP
Sooknah, R.	1989	利用来自糖浆的低品位乙醇作为烹饪燃料煤油的替代品研究	甘蔗糖浆	BEP
Govind, N.	2010	有机生活垃圾生产生物乙醇的潜力	MSW 组分	BEP
Noormamode, K. B.	2010	利用 Ulva lactuea 藻类生产乙醇的潜能	藻类	BEP

注：研究的课题（RT）分类如下：CS 是热量分析，AD 是厌氧消化，BDP 是生物柴油生产，BEP 是生物乙醇生产。

在另一份 2005 年实施的研究（见表 12-4）中，Ponnusawmy 研究使用 SEBAC 技术来处理蔬菜废弃物和 10% 鸡粪的混合物的可行性。来自两个中试规模常温反应器的实验监视数据和结果显示，两个 SEBAC 装置都达到了废弃物降解和增溶作用要求的水平。在持续 93 天的记录后，平均挥发性固体（VS）减少 62.5%，整体甲烷产量（52.7% 沼气生成）为 $0.24m^3/kg$ VS。更重要的是，来自两个反应器的最终残留干燥基平均能量为 14.82～15.29MJ/kg，表明这些最终有机固体残余物有进一步能量回收的潜力。

使用合适的预处理技术，来增加木质纤维素生物质可生物降解组分的生物利用度来提高生物甲烷生成的方法，除了 Heerah 等[14]的工作外缺少其他研究。Heerah 等[14]研究了水蒸气预处理纤维素生物质（修剪的草地，洋槐树枝，蔬菜废弃物和鸡粪），在 95℃、103kPa 下连续 4 个蒸气循环，每次持续 45min，接着进行厌氧消化。第一组实验显示蒸汽预处理提高了最终滤液中挥发性脂肪酸（VFA）两倍的浓度，达到 30.1meq/L，而且该滤液的化学需氧量（COD）也从 10500mg/L 增加到 16000mg/L。厌氧消化导致了 COD 从 38450mg/L 减少了 49.6%，VFA 从 42.5meq/L 减少了 90.1%，蒸汽预处理生物质总固体减少量从 8.40% 达到 49.4%；COD 从 33499mg/L 减少了 34.5%，VFA 含量 27.5meq/L 减少了 93.0%，以及非蒸汽预处理的生物质固体总量减少率从 11.5% 达到 47.8%。根据生物化学乙醇生成试验，观察到厌氧消化 36 天后，非蒸汽预处理（含有 50.3% CO_2 和 49.7% CH_4）和蒸汽预处理过的生物质（含有 35.3% CO_2 和 64.7% CH_4）分别能逐渐产生 12.72L 和 12.76L 的沼气。

有趣的是，近几年来研究课题已经着手解决生物燃料的生产，即利用生物质如藻类和麻疯树、甘蔗糖蜜等来生产生物柴油和生物酒精（见表 12-4，BDP 和 BEP）。至今为止得到的结果都很吸引人并且已有合理的结论。最近，有研究人员[12]研究了利用酸催化发酵过程使 MSW 有机部分转化成生物酒精。在这项研究中，采用蒸馏来回

收生物酒精，在麦芽汁中最高的酒精浓度体积含量是 2.12%。酒精产量为 185.5L/t 干燥有机 MSW，相当于一年乙醇的潜在产量大约为 1590 万 m^3。经济分析说明此项生产产生 1L 酒精的成本低于 0.45 美元。

在 2010 年 3 月，Noormamode 调查研究了利用加酸水解、发酵、蒸馏联合技术从 Ulva lactura 藻类产生酒精项目的可行性。此项研究显示，在最适宜的 27%（w/w）酸性浓度下，酒精产量达到了 3.87% 的纯度。进一步的计算表明每天 60 吨 Ulva Lactura 藻类消耗量，每年运行 300 天，每年可以产生约 3173m^3 纯度为 95.5% 的酒精。

12.4.2　MRC 的研究

毛里求斯研究委员会（MRC）（http://www.mrc.org.mu/）成立于 1992 年 5 月（实际上是 1992 年 10 月），作为一个促进和协调政府研究投资的主体。MRC 扮演着一个至关重要的主体来给予政府科学与技术问题上的建议，通过为国家优先发展领域的研究项目提供资金并鼓励建立战略伙伴关系来影响技术创新的方向。

所有由委员会提供基金的计划，分为以下各领域：生物医学和制药，生物技术，能源效率和可再生能源，信息通信技术，土地及土地利用，制造技术，海洋技术和资源，科学与技术教育，社会/经济，水资源、废弃物管理和水循环等。在 MRC 里开展的能源效率和可再生能源项目，以下有所概述，更多的细节可以从 MRC 的网站 http://www.mrc.org.mu/上获得。

- CNO&WVO：MRC 完成了一项利用椰子油（CNO）和废弃蔬菜油（WVO，是指使用过的烹调油、油脂、炸油，这些可能包含来自烹饪的动物脂肪和/或鱼油）作为代替品来获得柴油的研究。短期（例如排放测试）和长期（如发动机磨损测试）都有实施。结果可进一步用于促进 WVO 作为生物燃料的回收利用，最直接的目标群体如医院（卫生和生活质量部门）和酒店。

- 阿加莱加岛屿：MRC 也已开展与外岛发展公司的密切合作，来调研 CNO 作为替代生物燃料用于发电。进行中的项目有：①利用各种 CNO/柴油混合物发电；②利用 CNO 生产的生物柴油。这些项目归属于大型项目“阿加莱加群岛能量自给自足——生物柴油和太阳能”。MRC 已经在阿加莱加群岛进行了实地考察，来调研使用 CNO 和光伏发电的前景。

- 麻疯树生物燃料可行性研究：MRC 代表工业部、中小型企业、商业合作社，执行了一项麻疯树生物燃料的经济可行性研究。这项研究调查了两种情况：①在毛里求斯边缘地带种植麻疯树用于生物柴油生产；②进口原材料植物油和麻疯树种子用于在毛里求斯生产生物柴油。

- 生物燃料委员会：MRC 是由内阁建立的生物燃料委员会的联合主席（和技术小组委员会主席），用于提出政策——覆盖技术，立法和定价机制问题——以便在毛里求斯引进生物燃料。该委员会的调查结果旨在补充欧盟顾问为毛里求斯拟定的能源政策。

- 海藻生物质：这项研究仍然在起步阶段，它以发展毛里求斯海藻工业为目标。然而，研究的重点集中在利用海藻液生产生物肥料，及燃烧剩余生物质用于发电。许多研究正在对假设进行测试，初步研究结果表明确实很有前景。

12.5 毛里求斯的 WtE：大规模应用

在毛里求斯，有很多大规模装置，可以从国内可利用的生物质原材料中回收能量。主要的原材料是甘蔗产糖研磨过程中作为副产品的甘蔗渣、酒糟、来自糖厂生产过程的糖蜜，以及废水/污水处理过程中产生的二次污泥。甘蔗渣是制糖业的副产品。甘蔗被加工制出冰糖、纸浆和糖蜜。后者进一步发酵加工生产出乙醇、抗坏血酸维生素 C 或其他产物。在除去预期产物（酒精，抗坏血酸维生素 C 等）后，剩余材料则称之为甘蔗渣。甘蔗渣普遍在部分脱水后出售，通常拥有与糖蜜相当的黏度。

自从 17 世纪荷兰人将甘蔗引入后，甘蔗在毛里求斯经济里占据着一个突出的位置。在尝试许多作物后，发现它是适合岛上农业气候条件（包括频繁常见的飓风）的最佳作物。随着时间流逝，食糖产量已提高至大约 60 ~ 65 万吨的稳定值，出口市场和耕地面积限制了这一生产。制糖业是赚取外汇的主要途径，但是随着旅游业和制造业部门的发展，它在经济上的贡献已经逐渐衰落。毛里求斯的甘蔗渣热电联产和生物柴油生产过程的基本特征如今可以用实际大型设备案例来概述。

12.5.1 糖厂甘蔗渣的热电联产

毛里求斯拥有丰富的甘蔗生物质能资源，尚未充分挖掘。毛里求斯所有的作物中，不管是从定性还是定量的观点来看甘蔗吸收太阳能的能力是最好的。对于每公顷生产 100 吨的甘蔗来说，平均 55 吨二氧化碳被吸收。通过此作用，每年 500 万环境友好的生物质能以甘蔗的形式生成。

通过增加使用可再生能源例如更有效使用甘蔗渣生物质能，利用煤炭作为非甘蔗作物产季时甘蔗渣的补充燃料，不包括运输和工业，如今发电对石油的依赖已经减少到 45% ~ 48%。甘蔗渣在发电上的份额大约为 13% ~ 17%。

在毛里求斯，甘蔗渣热电联产在许多方面都是首创的，早在 1926 ~ 1927 年，毛里求斯 26% 的电力是在制糖厂生产的[6]。在这段时间，电力生产仅仅在甘蔗丰收季节[6]。在这种运行模式下，发电被称之为“连续功率”。虽然连续功率有助于积极拓宽毛里求斯的电力结构，但由于季节性特征意味着应当有由公共事业维持的等效发电备份容量[6]。热电联产是在一个电厂内同时发电和产蒸汽（或热）。与单独发电和单独产蒸汽作比较，热电联产由于可节省一次能源而有利可图，热电联产厂效率是工艺过程中发电量和产热量之和除以送入电厂的热量得到的。存在两类热电联产。在热电联产底层循环过程中，一次热量在高温下利用，直接用于工艺要求。低品位余热之后被用于低效率发电。通常热效率和经济效率很低。在置顶循环过程中，处于朗肯循环末端的高温一次热量用于产生高温高压蒸汽和电能。取决于工艺要求，低温低压的过程蒸汽在蒸汽汽轮机中抽取出来。置顶循环可以真正实现节省一次能源。

图 12-5a 显示了 1990 ~ 2007 年间每吨甘蔗渣发电量的变化。一般情况下，每吨

甘蔗渣燃烧使发电量出现增长意味着甘蔗渣热电联产产电效率的提高。2007 年，甘蔗渣发电量大约为 445kWh/t，这相当于压碎的甘蔗约 110kWh/t。获得更高效率的一个主要技术是使用高压锅炉。例如，两座最近建成的甘蔗渣热电联产电厂，在 82bar（产生 525℃过热蒸汽）的锅炉压力下运行，与运行在锅炉压力 31～44bar 间的老旧设备情况相反。效率增加，导致过剩的发电量供入电网，也已通过使用涡轮发电机和其他工艺参数的优化来实现，包括过程蒸汽消耗，通过基因改造增加甘蔗纤维含量，更低的蔗渣水分含量以及减少糖厂、电厂的电力消耗。在下一节讨论中，一些政策手段已经推出用来提高毛里求斯热电联产效率。此外，为了促进甘蔗渣热电联产的发展，向热电联产电厂提供其向电网提供稳定电力供应（例如，整年的电力而不仅仅在收割季节）的奖励措施。为了努力从持续功率转变到额定功率生产，在毛里求斯缺乏其他可再生生物质情况下，甘蔗渣-煤炭联合燃烧热电联产项目已经发展到能保证全年运行（额定指的是在收割季节采用甘蔗渣和在间作时期采用煤炭，持续是指只在收割季节采用甘蔗渣）。图 12-5b 显示了毛里求斯在 1997～2007 年间额定功率与持续功率生产比例。这一趋势凸显了朝着额定功率生产的明显转变。

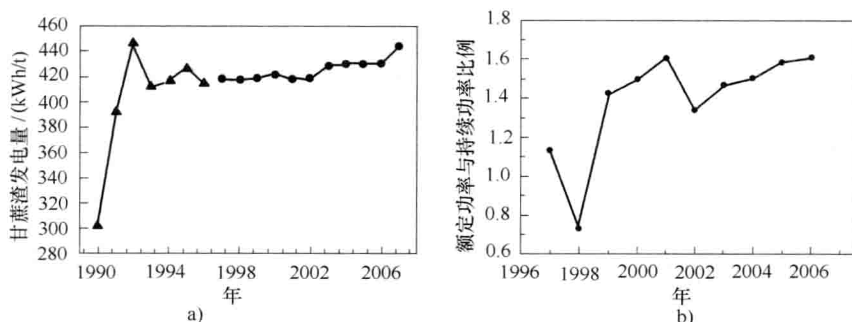


图　12-5

a）甘蔗渣发电量（1990—2007）　b）额定功率与持续功率比例

（两张图来源于 Deenapanray[6]，图中原始数据来自 CSO。毛里求斯，农业统计摘要，http：//www. gov. mu/portal/goc/cso/report/natacc/agri07/sugar. pdf（2010 年 9 月 10 日））

毛里求斯的糖厂大约供应岛上 10%～12% 能源。他们进军到电力生产部分是糖能源开发项目的结果，这是世界银行资助的一部分。这些工厂有时被当成 WtE 电厂，但是事实上这是具有相当误导性的。当废甘蔗渣生物质用来发电的时候，通常供内部使用所需，且不得不进口来补充发电输出。然而，内部电力需求通常受限于短期季节（7～12 月），发电厂可以在一年剩余的时间中发电用于电力输出。许多工厂，作为岛上唯一的独立电力生产商（IPP）在运行，已经扩大他们的产能（并计划进一步扩大）以便能够全年生产电力输出到国家电网上（见表 12-5）。在 2002 年，299. 1GWh 电能出售到国家电网上，而这一数字在 2004 年增加到 317. 4GWh。在过去五年，这个数字开始以每年平均 310. 3GWh 的速度缓慢但稳定增长。

表 12-5 毛里求斯糖厂中甘蔗渣热电联产电力生产总结

糖　厂	甘蔗渣热电联产/吨	热电联产工艺条件	电力生产/MWh
F. U. E. L	178780	44bar、440℃下高压锅炉，汽轮发电机	4990
CTSAV	100000	甘蔗渣与煤热电联产	19355
CTBV	290000	采用运行于82bar、520℃下锅炉的甘蔗渣-煤热电联产，汽轮发电机	32500

例如，Flacq 联合置业有限公司（F. U. E. L）糖厂在作物种植时期保证扩大到提供26MW 的输出能力，年中剩余时间则为30MW。目前，F. U. E. L 电厂从星期一到星期天运行24h。这项技术使用的是约44bar 的高压锅炉生产约440℃的过热蒸汽，利用汽轮发电机输出电能到电网上用于公共事业。在 2010 年的收割季（2010 年 7 ~ 9 月），大约每周 10737 吨的甘蔗渣被焚烧，同时联合燃烧 1031 吨的煤炭来产生 499 万 kWh 的电能，其中 349.9 万 kWh 被出售到由中央电力委员会管理的国家电网上用于公共事业。

坐落于毛里求斯南部的中央热带大草原（CTSAV）在 La Baraque 有一个 2 × 45MW 依靠甘蔗渣-煤的电厂。它是世界上在此区域内此类设施中最大的，2008 年在 La Baraque 的机组生产了全国电力产量的22.4%（相当于510261MWh 电能）。该电厂在收割季节每年可以运行 4000h，并且从记录中发现一个电厂利用甘蔗渣产生 19355MWh 电能，每年需要提供 10 万吨甘蔗渣。

贝勒维中央热电厂（CTBV）在 2000 年投产。这家电厂使用的技术被认为是甘蔗渣先进热电联产领域中最先进的。连接到贝勒维中央热电厂的贝勒维甘蔗工厂具有每年 1.0 ~ 1.2 万吨甘蔗压榨能力，其每小时甘蔗破碎率为 350 吨。贝勒维发电厂在甘蔗渣/煤锅炉运行技术方面有了进一步的提高，在 82bar 和 520℃工况下运行，蒸汽输出量为 140t/h。利用这个装置，贝勒维中央热电厂通过燃烧 29 万吨甘蔗渣和 13 万吨煤炭，平均每年最小产生 3.25 亿 kWh 电能供给电网（包括来自甘蔗渣的 1.05 亿 kWh），2600 万 kWh 用于工厂以及 34 万吨低压蒸汽。这对于毛里求斯这样的小国家来说极其重要，甘蔗渣是当地可生产的唯一燃料，而且对石油或其他进口燃料的依赖会严重影响经济。

12.5.2 污泥衍生沼气发电

污泥通常可以通过土地应用、堆肥和海洋倾倒来加以处理。同样也有如图 12-6 所示的此种生物质资源能源回收途径。在毛里求斯运行的废水处理厂生成的污泥也可用来发电，通过由厌氧消化过程产生的沼气进行热电联产燃烧发电。表 12-6 给出了一份毛里求斯废水处理厂产生的污泥平均总量。随后的一组示例计算以 St Martin 为案例研究，对作为生物质资源的污泥产沼气潜能用于能源回收做出了说明。

污水管理局（WMA）已经建立为一个根据污水管理局法的法人团体，负责所有收集、处理、处置废水的相关事宜。它在可再生资源与公共事业部的支持下作为自治组织而运行。WMA 通过规定合适的水污染排放标准，向毛里求斯全体人民提供废水

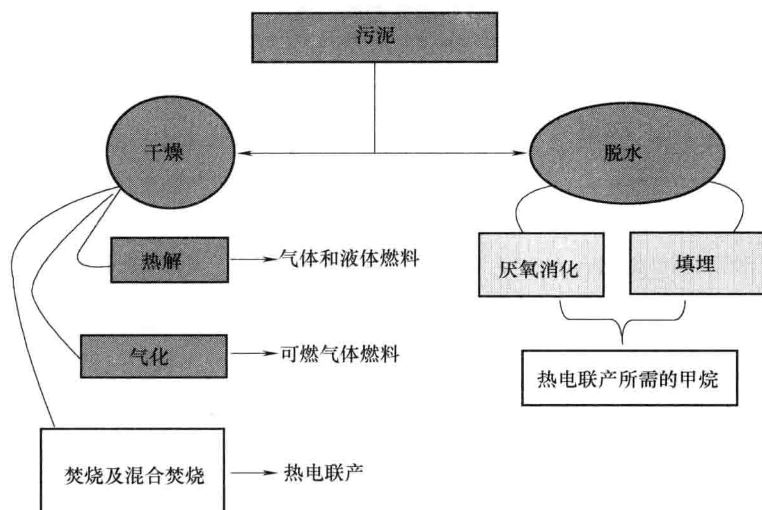


图 12-6　污泥能量回收途径

表 12-6　毛里求斯废水处理厂含 25% 干固体污泥发电量的估算

处理厂	阶段 1（2005）		阶段 2（2013/2015）	
	污泥吨数/吨	干燥固体/(吨/年)	污泥吨数/吨	干燥固体/(吨/年)
St Martin	26412	6603	61640	15410
Montagne Jacquot	24820	6205	51820	12955
Grand Baie	8395	2086	8400	2100
Central Housing Estates	400	98	400	100
总数	60027	14922	122260	30565

注：改编自 Mohee 和 Rughoonundun[25]。数据的原始来源：环境固体废弃物管理计划，可行性研究报告[10]。

控制系统和管理服务，在环境保护和确保国家可持续发展中扮演着重要角色。Berlinwasse International 最近赢得了毛里求斯圣马丁污水处理厂一个 7 万 m^3/天的 7 年运行维护合约。(http：//www. berlinwasser. com/content/languagel/html/1378. php)

圣马丁污水处理厂坐落于毛里求斯西部，约 30ha 的矩形区域。圣马丁污水处理厂的扩建包括了氧化池升级到可引入更复杂低比率的活性污泥，利用生物脱氮除磷，接着是快速重力砂过滤器的三级处理，接着是紫外线消毒。更重要的是，对于从废弃物处理过程中回收生物能源，污泥处理是由沼气池中的高效厌氧消化过程及随后的离心脱水来完成。通常厌氧沼气池的污泥给料量平均在 250 ~ 285m^3/天范围内变化（污泥干化固体含量在 22.0% ~ 25.5% 范围内变化，挥发性固体在 68.3% ~ 73.5% 间不等），沼气生产量通常在 2500 ~ 2600Nm^3/天。热电联产厂利用产生的过剩沼气发电。

沼气发电示例计算

2013 年干污泥总量	≈30565t（或 3489kg/h）
挥发性固体（VS）含量	≈80%
破坏的 VS 总量	≈45% 平均可用 VS
平均沼气产量	≈1.0Nm^3/kg 破坏的 VS
电动机电产量	≈35% 低位发热量
沼气的低位发热量	≈6.0kWh/Nm^3（生物质中 60% CH_4）
能源产量	≈2638kWh

12.5.3 生物乙醇生产

2009 年 6 月，Omnicane 通过战略品牌重组 Mon-Trésor-Mon-Désert 有限公司（一个在毛里求斯拥有悠久历史的甘蔗集团），依靠其早在 1818 年便开始制糖的工业基础建立起来。Omnicane 从事甘蔗生产和加工，电力生产，粮食作物，鲜花和鹿肉生产。以期减轻使用化石燃料产生的相关污染，Omnicane 目前正在努力在 La Baraque 建立一个每年 2250 万 L 生产能力的酿酒厂。为了将酒厂设备运输到指定地点，Alcodis 和 Omnicane 已经签订了一份谅解备忘录（MOU）。酿酒厂的能量需求可通过可用生物量来优化，并且产生的酒糟也将用于生产液体生物肥料来供甘蔗生产使用。在毛里求斯，作为生物燃料生产的乙醇可满足 10% 的混合汽油消费。

12.6 Mare Chicose 填埋场垃圾填埋气的管理

当地政府部门和固体废弃物管理部负责毛里求斯 Mare Chicose 卫生填埋场，这是岛上唯一的官方垃圾填埋场地。Mare Chicose 填埋场坐落于一个很潮湿的地方，容易发生飓风而且年降雨量可达 2600mm。此填埋场基础设施的原始设计和建设是由斯科特威尔逊柯克帕特里顾问工程师们和格林蕾克建筑有限责任公司分别承担的。启用后 15 年来，填埋场已经运行了 1 号、2 号和 3 号单元，近期将在 2006 年年底运行 4 号单元。在 2004 年 9 月开始新单元（单元 5）的建设，预期容量超过 25 万 m^3。

尽管基于有限的调查，但通常清晰的是（见表 12-2），到达填埋场的垃圾中最大部分是易腐败的餐厨和庭院垃圾。毛里求斯的 Mare Chicose 填埋场自 1997 年起一直运营，至今已经接收了 130 万吨以上的垃圾。可高度生物降解的废弃物本质上含有超过 80% 的有机物，可以产生大量的沼气。后者明显具有相当高的庭院垃圾组分。在全国平均水平的基础上，庭院和餐厨垃圾的比重超过剩余类别。Mare Chicose 填埋场现存的燃烧棒是封闭式燃烧棒。封闭式燃烧棒是残余（填埋）气体在圆柱形或直线型装置内燃烧的设备，该装置包括燃烧系统和燃烧反应所需空气进入的气闸。残余气体是包含甲烷的气体流，可以作为进行燃烧的潜在活动项目的一部分。

当前在 Mare Chicose 填埋场的填埋气收集和燃烧仅仅处理了 15%～25% 的总气体产量。通过清洁发展机制（CDM）垃圾填埋气利用项目可实现更高的甲烷回收率，将有可能实现收集和销毁超过 50% 的此处填埋气。建立在《京都议定书》之下的 CDM，同意资助可以减少温室气体排放的措施。这一机制被设计用来帮助发展中国家实现可持续发展和帮助发达国家实现温室气体减排的目标。Mudhoo 和 Mohee[27] 的一项研究，利用适用于 1998～2030 年的 Scholl-Canyon 模型，预测 Mare Chicose 垃圾填埋场五个不同方案的年度垃圾填埋气（LFG）生成量和甲烷生产量。采用 CDM 活动许可方法论中的大型许可方法 AM003 和基准许可方法 AM0010，估算了 2008～2030 年甲烷燃烧的三种 CO_2 排放强度下二氧化碳减排和电力生产能力。发现 1998～2030 年总的 LFG 产量预计为 319.8～2371.2Mm^3，在 50%（v/v）甲烷含量和 60% 回收率下，2008～2030 年最大 LFG 生成量和甲烷的回收体积分别总计为 1869.5Mm^3 和 560.9Mm^3。这相当于减少了高达 421657.3t 的 CO_2 排放。这些大量未开发的填埋气最终显示出相当于 44.6～937GWh 的潜在发电量，考虑到三种排放强度在该电网系统中（EI_{gd}）（见表 12-7）。

表 12-7　潜在 CDM 项目中来自 LFG 的总发电量预测（GWh）[27]

EI_{gd}/（吨 CO_{2e}/MWh）	方案 1	方案 2	方案 3	方案 4	方案 5
0.451	95.32	391.52	628.25	937.01	186.62
0.708	60.41	248.14	398.19	593.88	118.28
0.961	183.52	294.49	439.23	87.48	183.52

2010 年 10 月，Sotravic Ltee 和 Bilfinger Berger 集团目前管理着 Mare Chicose 填埋场运行维护的合资企业，与中央电力委员会达成协议，在“气体能源化”CDM 项目下新增一个发电站。这个发电站将燃烧在 Mare Chicose 填埋场捕获的 LFG（40%～60% CH_4）来发电。这个发电站的建设始于 2010 年 10 月，应当从 2011 年 6 月开始运行发电并出售。这一设计将包含 3 个发电机，每一个装机容量为 1MW，气体能源化项目发起人对这一项目估值为 800 万美元，并且期望到 2016 年实现 CO_2 排放量减少 30 万吨。总的 3MW 绿色电力产生相当于大约 1% 的 CEB 国家电网每天能量产量，将能够满足大约 2 万个家庭的能量需求。为了进一步提高 LFG 捕获和优化 LFG 衍生绿色电力发电，计划在 2016 年前进一步安装 50 个垂直管来收集更多的 LFG。

12.7　结论

毛里求斯生物质资源的 WtE 研究工作和应用集中于焚烧和厌氧消化处理。虽然对这些 WtE 的基础技术有了相当的了解，进一步研究优化生物质能量回收应当成为毛里求斯关心的主要研究领域。

更值得注意的是，开始研究适合绿色化学和绿色工程概念的潜在处理应用也是很重要的（见图12-7）。基于特定的新文献和绿色技术调查，可能在毛里求斯计划、开展且生效的生物质能回收研究领域可以包括：

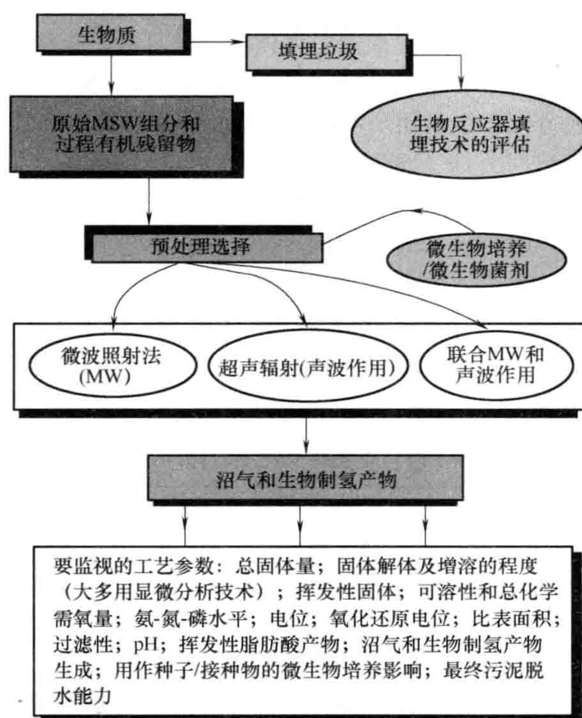


图12-7 生物质能量回收预处理方式的多级方法研究

1）超声波能作为生物质预处理技术的影响和潜在应用（例如超声处理）的研究。

2）生物质微波照射法联合其他预处理方法用于生产沼气的研究。

3）发展生物质原料生物制氢生产研究课题和项目，在稍后阶段探讨研究超声处理和微波辐射法在生物制氢生产上的影响。

4）Mare Chicose 垃圾填埋场集成生物反应器填埋场系统的潜力评定。

致谢

作者感谢对增加本章实质性内容起到重要作用的所有人，感谢其为本章添加的宝贵数据、推论和观点。作者也要感谢来自毛里求斯大学图书馆、化学与环境工程系（毛里求斯大学）等机构的支持。也要特别感谢毛里求斯研究委员会。

参考文献

1. Asif M, Muneer T (2007) Energy supply, its demand and security issues for developed and emerging economies. Renew Sustainable Energy Rev 11:1388–1413
2. Balat M (2008) Mechanisms of thermochemical biomass conversion processes part 3: react liquefaction. Energy Sources, Part A: Recovery Util Environ Effects 30:649–659
3. Birol F (2006) World energy prospects and challenges. Austral Econ Rev 39:190–195
4. Cheng H, Hu Y (2010) Municipal solid waste (MSW) as a renewable source of energy: current and future practices in China. Bioresour Technol 101:3816–3824
5. Cheng H, Zhang Y, Meng A et al (2007) Municipal solid waste fueled power generation in China: a case study of waste-to-energy in Changchun city. Environ Sci Technol 41: 7509–7515
6. Deenapanray P (2009) Bagasse cogeneration in Mauritius: policy lessons for African countries. UNDP Mauritius, CDM Capacity Development in Eastern and Southern Africa. http://un.intnet.mu/UNDP/downloads/energy_sector/2009-04_Bagasse_Cogeneration_In_Mauritius-Policy_Lessons_For_Africa.pdf. Accessed on 14 September 2010
7. Demirbas A (2001) Biomass resource facilities and biomass conversion processing for fuels and chemicals. Energy Convers Manag 42:1357–1378
8. Dincer I (2000) Renewable energy and sustainable development: a crucial review. Renew Sustainable Energy Rev 4:157–175
9. Eriksson O, Carlsson Reich M, Frostell B et al (2005) Municipal solid waste management from a systems perspective. J Cleaner Prod 13:241–252
10. Fichtner Baseline and Concept Report (2000) Available at the ministry of local government in Mauritius
11. Gerbens Leenes PW, Hoekstra AY, van der Meer Th (2009) The water footprint of energy from biomass: a quantitative assessment and consequences of an increasing share of bio-energy in energy supply. Ecol Econ 68:1052–1060
12. Govind N (2010) Bioethanol production potential from organic municipal solid waste. Bachelor Dissertation, University of Mauritius
13. Goyal HB, Seal D, Saxena RC (2008) Bio-fuels from thermochemical conversion of renewable resources: a review. Renew Sustainable Energy Rev 12:504–517
14. Heerah ASk, Mudhoo A, Mohee R, Sharma SK (2008) Steam pre-treatment of lignocellulosic wastes for biomethanogenesis: a preliminary study. RASĀYAN J Chem 1:503–514
15. Holmgren K, Henning D (2004) Comparison between material and energy recovery of municipal waste from an energy perspective: a study of two Swedish municipalities. Res Conserv Recycl 43:51–73
16. Kalogo Y, Habibi S, MacLean HL et al (2007) Environmental implications of municipal solid waste–derived ethanol. Environ Sci Technol 41:35–41
17. Kavouridis K, Koukouzas N (2008) Coal and sustainable energy supply challenges and barriers. Energy Policy 36:693–703
18. Kaygusuz K, Türker MF (2002) Biomass energy potential in Turkey. Renew Energy 26: 661–678
19. Khanal S (2008) Overview of Anaerobic Biotechnology. In: Khanal S (ed) Anaerobic biotechnology for bioenergy production: principles and applications. Wiley–Blackwell Publishing, New York http://www.wiley.com/WileyCDA/WileyTitle/productCd0813823463.html
20. Keoleian GA, Volk TA (2005) Renewable energy from willow biomass crops: life cycle energy, environmental and economic performance. Crit Rev Plant Sci 24:385–406

21. Li A, Khraisheh M (2010) Bioenergy II: Bio-ethanol from municipal solid waste (MSW): the role of biomass properties and structures during the ethanol conversion process. Int J Chem Reactor Eng 8:85
22. Luts D, Devoldere K, Laethem B et al (2000) Co-incineration of dried sewage sludge in coal-fired power plants: a case study. Wat Sci Technol 42:259–268
23. Mizuno T, Goto M, Kodama A et al (2000) Supercritical water oxidation of a model municipal solid waste. Ind Eng Chem Res 39:2807–2810
24. Mohee R (2002) Assessing the recovery potential of solid waste in Mauritius. Res Conserv Recycl 36:33–43
25. Mohee R, Rughoonundun H (2006) Solid wastes as a potential energy source. Renewable Energy Workshop, Mauritius Research Council, 25–26 July 2006
26. Morris M, Waldheim L (1998) Energy recovery from solid waste fuels using advanced gasification technology. Waste Manag 18:557–564
27. Mudhoo A, Mohee R (2009) Estimates of CO_2 emissions reduction and potential power generation from biogas at Mare Chicose landfill. Int J Global Environ Issues 9:169–192
28. Psomopoulos CS, Bourka A, Themelis NJ (2009) Waste-to-energy: a review of the status and benefits in USA. Waste Manag 29:1718–1724
29. Rabaey K, Verstraete W (2005) Microbial fuel cells: novel biotechnology for energy generateon. Trends Biotechnol 23:291–298
30. Rulkens W (2008) Sewage sludge as a biomass resource for the production of energy: overview and assessment of the various options. Energy Fuels 22:9–15
31. Tyskeng S, Finnveden G (2010) Comparing energy use and environmental impacts of recycling and waste incineration. J Environ Eng 136:744–748

第 13 章　河内城市生活垃圾能源化利用前景

Trang Nguyen thi Diem，Giang T. H. Nguyen，Sven Schulenburg，Bernd Bilitewski

摘要： 可再生能源资源（RES）与现有框架内热力能源生产系统的整合已成为一个解决全球能源需求日益增长问题的有前景并且可持续的方法。特别是对于发展中国家，由于他们分散式能源系统的特点，当地可用的可再生能源是产生热能的可行选择。在本章中，我们通过展示废弃生物质利用的驱动者，特别是发展中国家的案例、相关系统和供应链的运作，提出了一个将废弃生物质整合为热力生产供应链的方法框架。提出了一个通用的用于确定特定区域能源资源最佳混合利用的战略优化模型方案。这种模型可以用系统调节器进行多种假设分析，以制定全面有效的政策，将废弃生物质整合到现有的能源系统中。最后，介绍了一个真实的研究实例，并对有意的管理见解进行了讨论。

缩略语

MoC	越南建设部
WB	世界银行
ISTEAC	欧亚固体废弃物管理工具特定设置集成协会
JICA	日本国际协力机构
URENCO	城市环境公司
VEM	越南环境监测
VEPA	越南环境保护局
VS	挥发性物质
WtE	废弃物能源化
RDF	垃圾衍生燃料
FS	原生垃圾（湿垃圾）
GHGs	温室气体
HV	热值
CHP	热电联产厂
Rbio.	生物部分
MBT	机械生物处理
Cbio.	生物碳/再生碳
Cfoss.	化石碳
LCV	低位热值
MSW	城市生活垃圾

NCV	净热值
oTS	有机干物质（有机质）
TC	全碳量
TS	总固体量

13.1　引言

随着城市化、经济增长和生活水平的提高，越南城市废弃物的产生量不断增加。在 1997 ~ 1999 年之间，废弃物的产量增长了 30%，其中城市生活垃圾（MSW）占 3/4，其次是工业和医疗废弃物（11%）[6]。在 2000 年，越南大城市的废弃物产率为人均 0.5 ~ 0.8kg/天，而农村地区为人均 0.3 ~ 0.4kg/天。在 2003 年，尽管城市人口只占了全国人口的 25.8%，却产生了大约 50% 的生活垃圾。随着每年人均高于 10% 的增长率，到 2010 年，越南城市地区废弃物产量很有可能达到人均 1 ~ 1.6kg/天（见表 13-1）。

表 13-1　城市生活垃圾的产生情况，根据城市水平划分[17]

城市水平		城市生活垃圾产生			越南 2007 年城市生活垃圾各部分比例
		kg/(人·天)	吨/天	吨/年	
中央直辖市	DB（2）	0.84	8.000	2920000	Ⅳ 3.5%; Ⅲ(32) 21.1%; Ⅱ(12) 19.4%; Ⅰ(7) 10.7%; DB(2) 45.2%
省级直辖市	Ⅰ（7）	0.96	1885	688025	
	Ⅱ（12）	0.72	3433	1253045	
	Ⅲ（32）	0.73	3738	1364370	
	Ⅳ（-）	0.65	626	228490	
总和			17682	6453930	

目前，填埋是越南生活垃圾处置的主要方式。根据 VEM[16]，全国共有 91 个处理点，只有 17 个属于卫生填埋，位于所有 61 个城市和省会的 12 个城市中。其余的都是开放式填埋，不符合最基本的填埋要求（即地面衬里，足够的覆盖），并且靠近居民区。这些不合理的处理场给环境和周围居民带来了许多问题，比如由于渗滤液造成的地面/地表水污染、不良气味等。在农村地区几乎没有环保类服务，自行处理是一种常见的方式。废弃物经常被倒入河中或湖中，或者是家附近的地方。

越南的 MSW 构成中包含大量的有机物，在 50.27% ~ 62.22% 之间，还有高含量的建筑材料，如土壤、沙子、石头和碎砖[10]，这些建筑材料将 MSW 的平均热值（NCV）降到了 3800kJ/kg。在河内和胡志明市这样的大城市，混合 MSW 的 NCV 根据季节的不同，约为 6000 ~ 7000kJ/kg。欧洲 MSW 的能源化利用以垃圾衍生燃料（RDF）或者以直接燃烧或在发电厂中混合焚烧进行利用，这在越南还是很少见的（见表 13-2）。

表 13-2　城市不同废弃物处理方式所占比例（来源：世界银行（WB）统计）[14]

位　置	垃 圾 车	燃　烧	掩　埋	扔到河里	扔到动物圈养区	其　他
乡村	6.8	63.0	23.0	15.0	16.7	18.9
城市	71.0	20.0	7.5	6.3	4.1	2.8
全部	21.9	52.9	19.4	12.4	13.7	15.1

鉴于 MSW 能源化利用的潜力，越南河内科技大学（HUS）与德国德累斯顿的废弃物管理和污染场地治理研究所（IAA）合作开展了一项研究，致力于各种参数对能源化利用影响的研究。结果重点关注了净热值（NCV）、生物部分（Rbio）、全碳量（TC）和再生碳。此外，还研究了越南的 RDF 生产过程。

13.2　河内城市生活垃圾

13.2.1　数量和特征

作为越南的首都，有着超过 300 万人（2008 年）的河内是越南北部的主要废弃物产生地，平均产率为人均 1.3kg/天，是全国的第二大产地（仅次于胡志明市）。在越南北部，河内以 54.3% 的比例占据了整个地区城市生活垃圾排放的首位（河内城市环境公司，2006）。整个地区的垃圾收集率约为 86.6%，河内则达到了 98%[14]。在南方，每天产生 6566t MSW，收集率为 80%。胡志明市产量最大，占整个地区 MSW 的 81.83%。中部地区的城市是产生垃圾最少的地方，人均产率为 0.7～0.85kg/天，其中岘港第一，人均 0.83kg/天，其次是顺化，人均 0.76kg/天（见图 13-1）。河内和越南其他城市地区垃圾产生的对比可参照图 13-1（MoC-2008）。

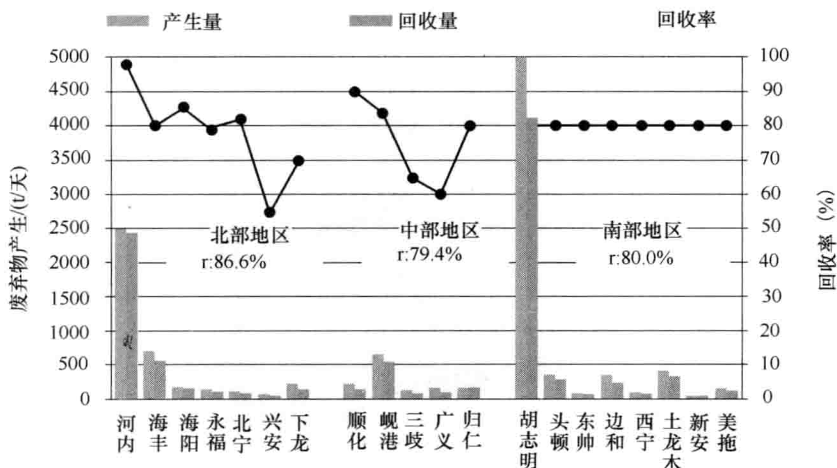


图 13-1　越南城市生活垃圾产生及回收情况，根据城市和地区划分（2005—2006）

人口的增长、城市化和消费的增长是废弃物迅速产生的原因，这也增加了危险废弃物（电池、家用溶剂等）和非降解废弃物（塑料、金属）在 MSW 中的比例。根据（JICA 2006），到 2010 年河内的 MSW 数量将增长到 2384t/天，仍将是北方第一（见表 13-3，图 13-2）。

表 13-3 越南河内 2001～2020 年废弃物产生量预测

年　份	废弃物年增长率（%）	产生的 MSW/（吨/天）	产生的 MSW/（吨/年）
2001	5.04	1545	563925
2002		1623	592347
2003		1705	622201
2004		1791	653560
2005		1881	686499
2006	4.86	1972	719863
2007		2068	754849
2008		2169	791534
2009		2274	830003
2010		2384	870341
2011		2472	902108
2012		2562	935035
2013		2655	969164
2014	3.65	2752	1004539
2015		2853	1041204
2016		2957	1079208
2017		3065	1118599
2018		3177	1159428
2019		3292	1201747
2020		3413	1245611

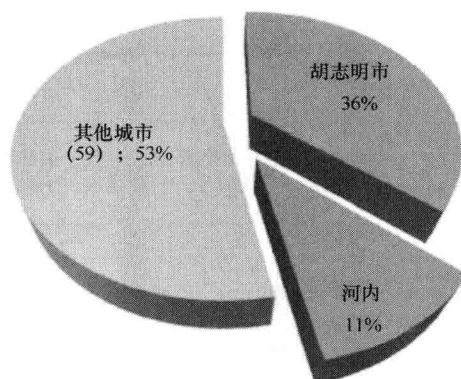


图 13-2　2009 年城市废弃物产生情况

和其他发展中国家相似，有机废弃物是河内 MSW 中的主要组成部分（超过 50%）[11]。有机物中的水分含量高达 63%[11]，导致垃圾的平均热值很低，同时为微生物降解提供了理想的条件。根据 JICA 的预测[7]，河内垃圾中有机成分的含量在未来将会减少，而其他高热值成分，如塑料、包装、纸、纺织品等，将会增加（见图 13-3）。

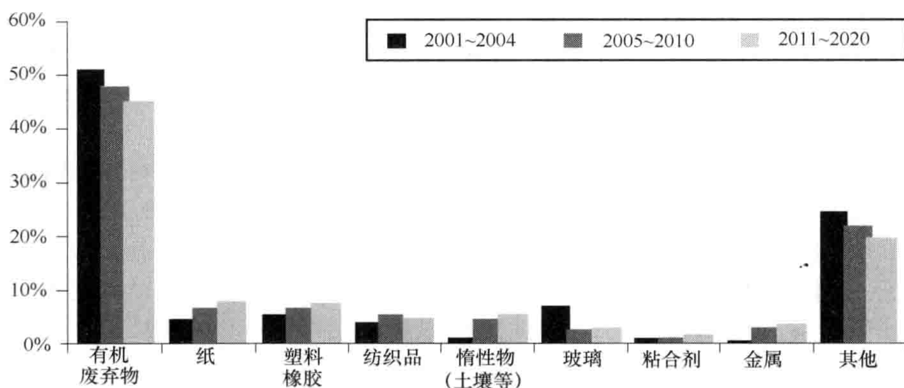


图 13-3 不同时间段河内 MSW 组成成分预测[7,14]

Schulenburg[12] 和 Nguyen[8] 针对河内的 MSW 开展了实验研究，提供了不同废弃物成分特性的基础数据，并用来预测后续 MSW 的处理潜力。

实验重点测定了水含量、生物质含量、全碳量、热值和一些重金属的浓度（Pb，Cd，Cr，Zn，Cu，Ni）（具体数据参照 Schulenburg[12]）。参考文献［12］介绍了一些废弃物组分（例如，Rbio、TC、Cbio、LCV 等）的主要特性。

图 13-4 给出了水含量（WC）和净热值（NCV）的结果，其中，“其余”部分的

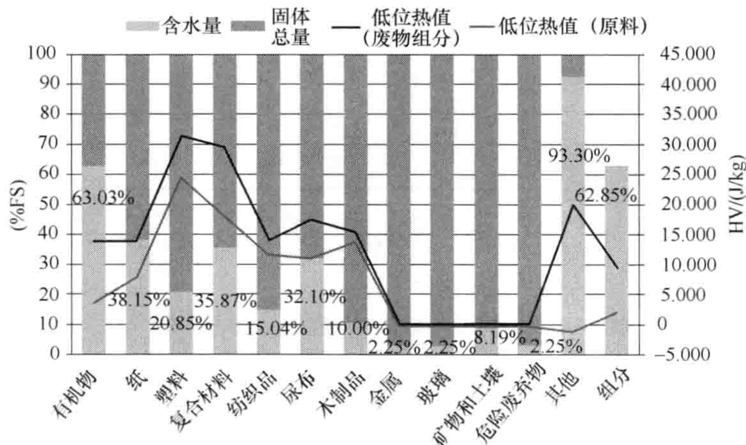


图 13-4 不同废弃物成分的水分含量和净热值[8,12]

水含量最高。然而，这部分的构成在一年中是不断变化的，并且在全部废弃物中仅占不到1%；因此，其对全部MSW的影响可以忽略不计。对MSW影响最大的是“有机物”，它的质量含量超过50%，其水含量将严重影响垃圾的平均水含量（WC MSW：49.41%）。

净热值（NCV kJ/kg）在图13-4中以两个值的形式给出，分别是含水和不含水。同其他研究结果相类似，纸、塑料、复合材料、尿布和木材的热值最高，可达24491kJ/kg（LCV，塑料），而金属、玻璃、矿物和土壤的LCV为负值。负值可理解为在燃烧过程中，蒸发这些成分中的水所需要的能量。通过计算得，2010年河内MSW的平均低位热值（LCV）为6948kJ/kg。

德国德累斯顿废弃物管理和污染场地治理研究所（IAA）利用和Schulenburg[12]一样的废弃物样品，对河内2010年MSW中的挥发物（燃烧失量，(LOI)）进行了研究。LOI不仅显示了废弃物成分在燃烧过程中的表现（可燃能力），还可以估计可降解成分（例如，生物废弃物、纸、纺织品等）中有机物的含量。图13-5给出了废弃物成分的结果。废弃物成分中，木材的LOI最高，达到98.06%，而最低的是<10mm的成分，为55%。其他成分，像“金属”、“玻璃”、“矿物和土壤”以及“危险废弃物”被认为是惰性物质（LOI=0），没有对其进行实验研究。河内2010年MSW的LOI平均值为79.18%。

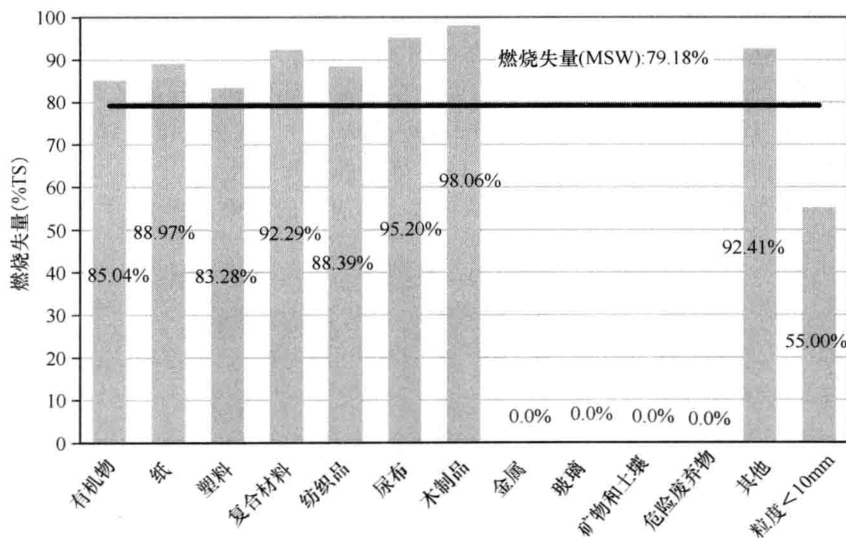


图13-5　不同干化废弃物的燃烧失量（LOI）[8]

对9种废弃物成分的生物含量进行了实验研究，不包括：金属、玻璃、矿物和土壤以及危险废弃物，它们被认为是惰性的（不燃的）。在所有被研究的成分中，有机物、纸和木材的生物含量最高，分别为85.9%、86.5%和94.25%。相反，塑料和复合材料的生物含量仅为9.4%和37.5%。根据质量含量，河内2010年MSW中的平均

生物含量计算值为 68.11%。

然而，值得一提的是对于一些特殊成分（例如，有机物、纸和木材）的生物含量在文献中一般都是 100%，而在本实验的结果却小于 100%。实际上，这是由于在取样过程中废弃物成分不均匀造成的；也就是说，一些细塑料/复合材料或者其他惰性成分与有机物/纸相混合，很难在人工挑选的过程中分离开来。另一方面，这些成分中的其他成分也增加了其在 MSW 中的质量百分比。根据质量组成，这个结果是可以接受的。这种解释同样适用于塑料（见图 13-6）。

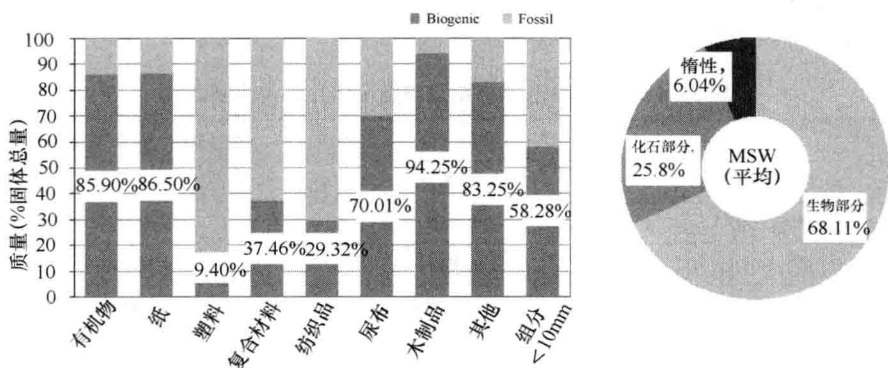


图 13-6　不同废弃物成分（柱状图）和混合废弃物（饼图）中的生物成分[12]

德国德累斯顿 IAA[8] 对废弃物成分（根据湿垃圾）中的全碳量（TC）进行了实验研究，其中再生碳（Cbio.）根据特定生物含量的结果进行测定。塑料和复合材料包含较高的含碳量（分别为 50.2% 和 37.6%），但是主要来自于燃烧过程中排放温室气体的化石碳（Cfoss）。全碳量的结果如图 13-7 所示，其中，MSW 的平均含碳量为 20.48%（湿垃圾），再生碳在全碳量中占 68.15%。

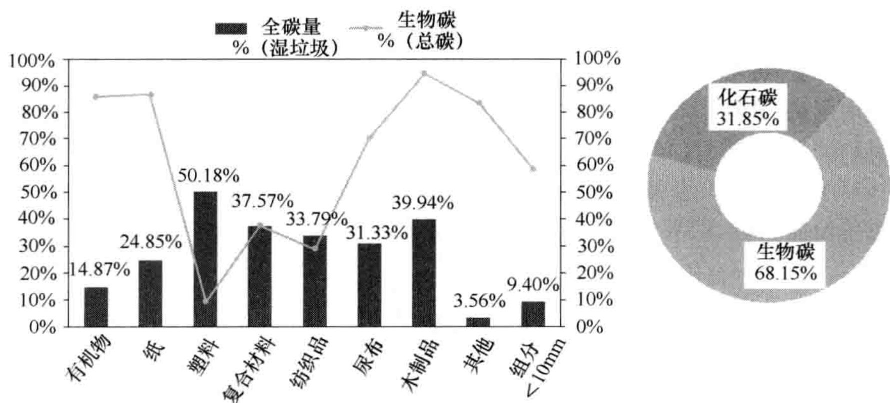


图 13-7　全碳量（TC）中生物碳（Cbio.）所占比例[8,12]

13.2.2 能源化利用潜力

当提到废弃物能源化利用潜力时，沼气生产和热利用是常用的方法。在本章中，综述了河内2010年MSW能源化利用潜力，利用过程中能量损失和所需要的能量并没有涉及。

13.2.2.1 沼气生产

沼气，就能源化利用而言，只能被热电联产厂利用。通过厌氧分解得到的沼气可以通过燃气发动机（例如气体奥托电动机）转化为电能。为了得到最佳条件，产气量为100~300m^3/Mg，沼气中甲烷含量为65%，在厌氧过程中，只有有机废弃物被分解。这个过程的数据如表13-4所示。

表13-4 河内2010年有机废弃物沼气生产的主要数据

	单　位	河内2010年MSW有机成分
水含量（WC）	（%FS）	63.03%
总固体量（TS）	（%FS）	36.97%
有机质（oTS）	（%TS）	85.0%
沼气潜能	（m^3/Mg FS）	170~200（185）①
沼气中甲烷（CH_4）含量	（vol.%）	65.0%①
甲烷能源潜力	（kJ/m^3）	32700
能源潜力	（kJ/kg FS）	1235.7

①（UFOPLAN 2010）。

每吨有机废弃物通过厌氧分解的能源潜力（E，kJ/kg）可通过下式计算[2,3,5]

$$E[\mathrm{kJ/kg}] = oTS \times TS \times V_{\mathrm{biogas}} \times V_{\mathrm{CH4}} \times NCV_{\mathrm{CH4}} \tag{13-1}$$

式中，oTS为有机质（%TS）；TS为总固体量（干物质）（%FS）；V_{biogas}为产气量（m^3/Mg FS）；V_{CH4}为沼气中甲烷含量（vol%）；NCV_{CH4}为甲烷能源潜力（kJ/m^3）。

注意，不包括能量损失和利用过程中所需要的能量。

13.2.2.2 热利用

越南河内2010年MSW热利用情况如表13-5所示，并与德国2005年和2010年生活垃圾利用情况进行比较（数据来源于IAA）。在这个实例中，能源潜力是通过低位热值（LCV，kJ/kg）来衡量的；河内2010年MSW的平均能源潜力为6948kJ/kg。

每单位能量内MSW和化石燃料排放因子（EF，$kgCO_2$-eq/MJ）比较通过下式计算[1,4]

$$EF = \frac{(TC \times C_{\mathrm{foss.}} \times 44/12)}{Hu}$$

式中，TC为全碳量（kgC/Mg MSW）；C_{foss}为全碳量中化石碳的百分比（%）；44/12为C转化为CO_2；Hu为低位热值（LCV）（MJ/Mg）。

注意，过程中所需要的能量没有在公式中进行计算。

表 13-5　河内 2010 年 MSW 热利用的主要数据（与德国 MSW 相比较）[4,13]

	河内 2010	德国 2005①	德国 2010①
全碳量（TC）/(Mg C/Mg MSW)	0.205	0.209	0.230
生物碳（Cbio.）（%TC）	68.15%	66.6%	61.9%
化石碳（Cfoss.）（%TC）	31.85%	33.4%	38.1%
生物碳含量/(MgCbio./MgMSW)	0.1396	0.139	0.1423
化石碳含量/(MgCfoss./MgMSW)	0.0652	0.070	0.0876
低位热值（LCV）/(kJ/kg)	6948	7240	8844

① 生活垃圾。

从图 13-8 中可以看出一个有趣的结果，燃烧河内 MSW（Hcomb. =100%）每单位能量内（kg CO_2/MJ）产生的全部 CO_2 排放量是 0.1073kg CO_2/MJ，但是只有 0.034kg CO_2/MJ 被计入温室气体排放。其余的（0.074kg CO_2）被认为对环境是无害的；因此，单位能量内（MJ）MSW 的 CO_2 排放量比传统的化石燃料（IPCC，UNFCC）要低很多。显然，MSW 的能量要比化石燃料的 NCV 低，尤其是与油和气比较。

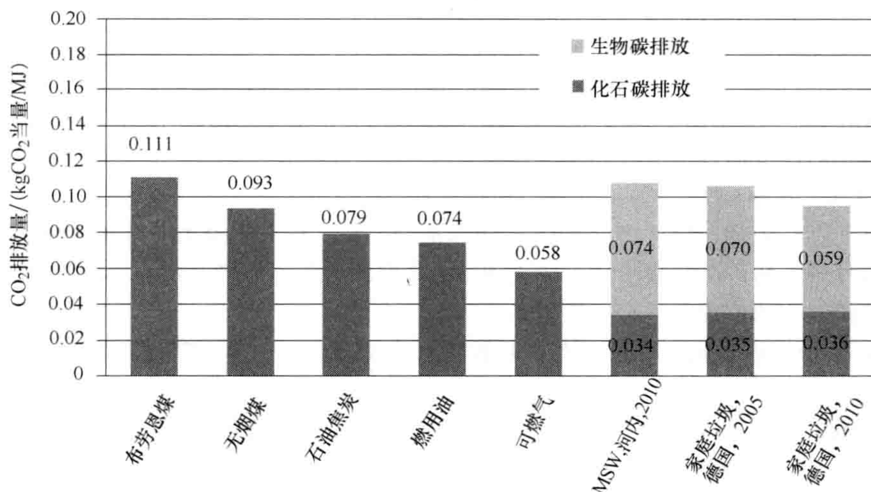


图 13-8　与化石燃料相比燃烧 MSW（越南河内）的 CO_2 排放量

目前为止，有许多研究/项目涉及越南城市区域废弃物数量和成分，但是还没有人研究废弃物成分性质的具体细节（比如，全碳量、生物碳、热值、重金属、灰含量等）。尽管河内的 MSW 不能代表全国的 MSW（在南方胡志明市更具有代表性），但是本章的数据为更好地理解越南城区 MSW 能源化利用提供了重要参考。然而，废弃物数量和成分随季节的波动以及在不同管理模式下废弃物成分的变化还需要充分具体的信息。理论上，MSW 能源化利用具有诸多优点，比如可以代替部分传统化石燃

料，减少温室气体的排放，降低由传统废弃物填埋方式导致的环境危害。但是对于越南来说，要找到合适的废弃物回收技术还需要更深入的研究（见图13-9）。

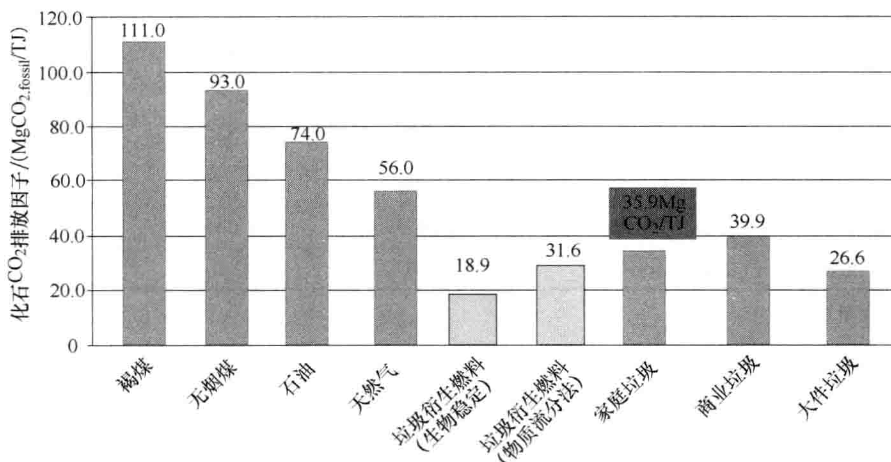


图13-9 几种废弃物及化石燃料的化石 CO_2 排放因子[2]

13.2.3 越南垃圾衍生燃料产物及能源利用

垃圾衍生燃料（RDF）在不同国家有着不同的定义。根据其来源不同，可以将垃圾衍生燃料的产物分为三种：来自私人家庭和小企业的生活废弃物，商业废弃物，工业废弃物。商业和工业废弃物通常具有均一并且特定的构成。可回收利用的、可燃的和不可燃的成分通常在源头就已被分离开来。

13.2.3.1 背景

对于燃料处理，RDF产物的主要构成部分有纸、塑料和木材。惰性材料和食品或者园林废弃物可以忽略不计。在欧洲，由于在源头就进行了分离，不需要在工艺的初始阶段对高热值成分进行初步分离。

来自生活废弃物的RDF由许多种不同成分材料组成，主要依据以下两种概念在机械生物处理厂中生产：

- MBT类型1——分离。将废弃物分离成“可生物降解的”（即可以堆肥和后续填埋的）和“高热值”成分。
- MBT类型2——干化稳定。较少关心成分的分离而是更多地注重热量的利用，通过“堆肥”过程使废弃物干化（生物干化），增加其热值，从而使得废弃物更适合作为燃料使用，同时促进其成分的分离。除生物干化外，还可以利用天然气、填埋产生的气体或沼气进行干化（物理干化）。

RDF产物生产过程的目标有：

- 除去水分和惰性成分以提高热值。
- 除去氯、铝和锌以防止腐蚀及锅炉中其他燃料相关的技术问题。
- 减少会对燃烧过程产生不利影响的挥发物。

● 减少对副产品质量产生不利影响的物质，如来自烟气脱硫过程中的灰、石膏。

此外，一些机械性质像颗粒大小、体积密度和燃料的热稳定性对燃烧装置的燃料给料系统具有重要影响[15]。

13.2.3.2　越南 RDF 生产

一般来讲，将废弃物处理成 RDF 可以提高燃料性能，但是该技术在越南还没有得到充分发展。由越南一家私有企业开展的被称为 MBT-CD.08 的“固体废弃物处理为燃料的技术”可看做是第一次尝试。该技术可归为 MBT 类型 2。

MBT-CD.08 的流程图在图 13-10 中予以总结，城市废弃物的给料输入情况如图 13-11所示，物质流如图 13-12 所示，热值在图 13-13 中给出。

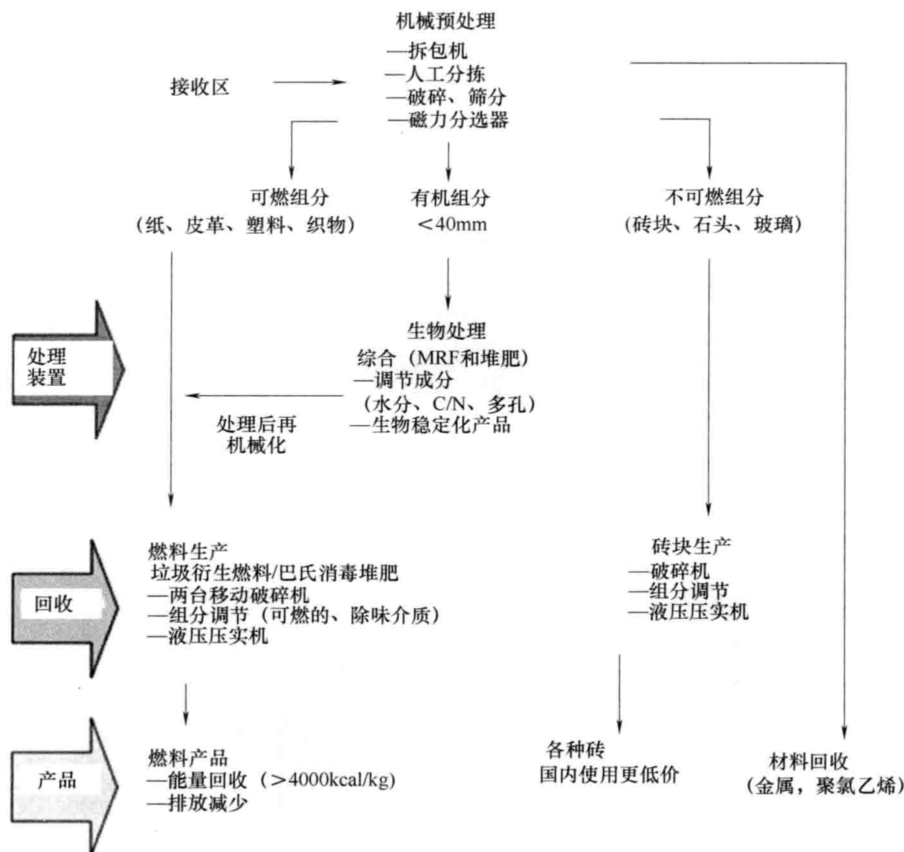


图 13-10　MBT-CD.08 原理图[9]

MBT-CD.08 的处置能力为 15t/天，自 2006 年 6 月起，已在哈南省 Duy Tien 地区成功测试运行；这种处理模式适用于小城镇或地区。然而，这个系统由模块构成，如果将更多的模块连接起来，处理能力可达 100t/天，因此，可应用到城市之中。

在这个工厂中，来自社区的废弃物被收集起来在一天之内即处理完毕。燃料产物

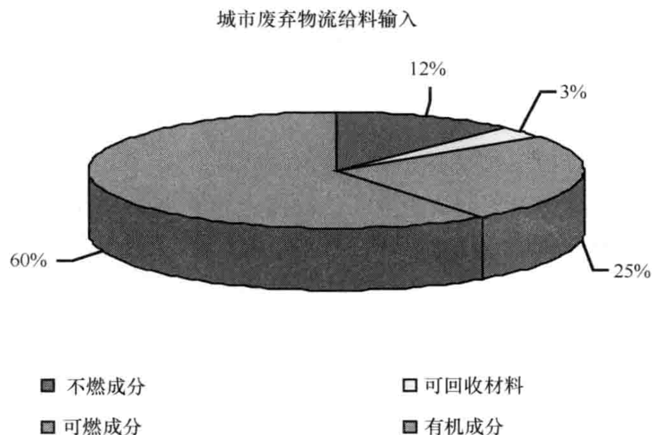


图 13-11 来自城市废弃物流的给料输入[9]

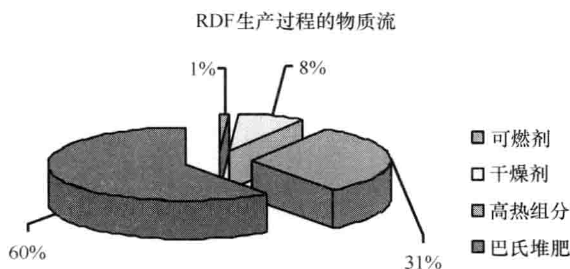


图 13-12 RDF 生产过程的物质流[9]

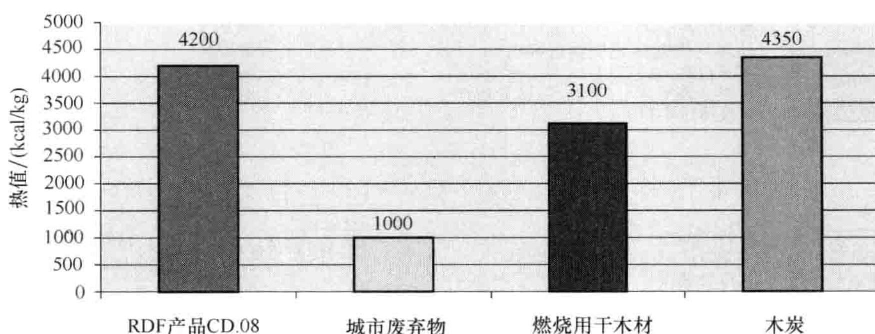


图 13-13 CD. 08RDF 产物和其他物质的热值

分布在国内使用（工厂，热量，蒸汽和电）。燃烧之后剩余 30%～40% 的灰，可供建筑使用。表 13-6 给出了压实机处理过程中残渣的排放量。

自 2008 年 7 月 18 日起，越南建设部第 925/QD-BXD 号决议将该技术在全国范围内推广使用。

表 13-6 RDF 压实机处理过程中残渣的排放量

参 数	测试号[①]	单 位	结 果	越南标准 (TCCP867/1998/QDBYT)
铅	867/1998/QD-BYT & VA231/1	ppm	0.098	2
镉	867/1998/QD-BYT & VA231/1	ppm	<0.1	0.2
砷	867/1998/QD-BYT & ICP-MS	ppm	0.032	0.2
锑	867/1998/QD-BYT & ICP-MS	ppm	0.019	0.2

① Quatest 1—2/7/2008。

由于与其他技术相比，该技术有着突出的优点，其在越南国内广受欢迎。然而，RDF 转化为能源过程中的大多数参数，像热值、水含量、灰含量、灰熔点、硫和氯还没有测得。排放量需要仔细测量，对于分类过程中危险化合物分布的研究也需要进一步完成。

13.3 结论

在寻找新燃料来源的过程中，本实例研究提供了一些来自越南的初步结果。本研究证明 MSW 的能源化利用有着诸多优点，比如可以代替部分传统化石燃料，减少温室气体的排放，降低由传统废弃物填埋方式导致的环境危害。越南以及其他亚洲国家废弃物的组分就算处理之后，燃料产出和 RDF 产物的热值仍然较低，但是，由于有机质含量高，在减少 CO_2 排放选择上 RDF 的 CO_2 排放因子相对于使用化石燃料具有优势。越南生产 RDF 的技术与其他处理方法相比有着较多的优点，但是还需要进一步地提高。

参考文献

1. Bilitewski B (2007) CO_2 Emissionminderung durch Müllverbrennung. In: Tagungsband für Abfall wirtschaft und Klimaschutz: Emissionshandel- Emissionsminderung- Klimaschutzprojekte, TU Dresden
2. Bilitewski B (2008) Production and energy usage from RDF in germany. In: Workshop Mechanical-Biological Treatment in Hanoi, Vietnam, Hanoi 9-10/04/2008
3. Bilitewski B, Wünsch C, Hoffmann G (2008) CO_2 Reduktion in Abfallverbrennungsanlagen durch Energieeffizienz. In: Waste to Energy- Internationale Fachmesse und Konferenz für Energie aus Abfall in Biomasse, Bremen, Dezember
4. EdDE (2005) Ökologiesche Effekte der Müllverbrennung durch Energienutzung, Entsorgergemeinschaft der Deutschen Entsorgungswirtschaft e.V. -EdDE-
5. Kern M, Raussen T (2006) Energiepotenzial von Bio- und Grünabfall. In: Anaerobe biologische Abfallbehandlung, Entwicklungen-Nutzen und Risiken der Biogastechnilogie, Tagungsband, IAA, TUD
6. Nippon Kei Co. Ltd (2003) Environment sector study for Japanese ODA in the socialist republic of Vietnam

7. Nguyen BT (2007) CO_2 balance for landfill sites_ comparison of gas emission balances for a chosen LF site with and without final capping with landfill gas prognosis, MSc thesis, co-operation between TU Dresden, Germany and Hanoi University of Science (HUS), Vietnam
8. Nguyen TH (2010) Giang, possibilities and limitation of energy recovery from MSW in Vietnam, Draft report, IAA-TU Dresden
9. Nguyen Thi Diem Trang, Nguyen Binh, Nguyen Gia Long (2009) In: 3rd International symposium MBT and MRF, Hanover, Germany 12–14 May 2009, p 99
10. Nguyen Thi Diem Trang (ISTEAC) (2004) Project "Integration of solid waste management tool into specific settings of European and Asian communities", Hanoi University of Science
11. Result from Practical training of Master Course at HUS 2010
12. Schulenburg S (2010) Analyze of RDF production in Vietnam, Master thesis, cooperation between TU Dresden, Germany and Hanoi University of Science (HUS), Vietnam
13. UFOPLAN (2010) Nutzung der potenziale des biogenen Anteils im Abfall zur Energieerzeugung IAA/INTECUS GmbH
14. URENCO report at local area from 2005 to 2006
15. Vera Susanne Rotter (2010) Waste-to-Energy in the City of tomorrow International Workshop Hanoi, 25th–27th October 2010, p 22
16. Vietnam Environment Monitor (VEM) 2004
17. Vietnam Environment Protection Agency (VEPA) (2008) Project report "Model design and deploy at pilot scale of the separation, collection and treatment of MSW for new urban zone"

第 14 章　巴西废弃物能源化利用现状

Luciano Basto Oliveira, Claudio Fernando Mahler, Luiz Pinguelli Rosa

摘要： 本章主要讨论巴西在废弃物处理方面的现状，最初提出的关于垃圾填埋中的温室气体减排计划项目已经被巴西科学技术部批准。本章致力于解决消费主义和“开采-生产-消费-再浪费性消费”模式的问题，而这些问题使得更现代的技术解决方案不可行。同时也讨论了监管框架以及能源供应和保护问题。本章分别对在 2009 年和 2010 年签署的国家应对气候变化法和全国固体废弃物政策法规进行了讨论。最后强调了这些法律条约始终关注于废弃物回收和能源化利用的可能性，这不仅仅对废弃物填埋处理，同时也对不使其成为未来后代的麻烦具有重要作用。考虑到世界范围内废弃物的增长和不同能源生产形式造成的问题，例如原子能，最近发生在日本的事故便是明证，废弃物回收和能源化利用必将对未来社会具有深远意义。

14.1　引言

虽然巴西拥有很大的能源潜力，但是利用城市生活垃圾的发电厂只有几个在运行；具体来说是，位于圣保罗发电量相当于 44MW 的两个垃圾填埋厂，位于米纳斯吉拉斯 Horizonte Asja 公司 6MW 的发电厂，位于南里奥格兰德最近开始投产的发电量为 6.5MW 的 Minas de Leao 发电厂，以及位于里约热内卢即将为卡希亚斯公爵城炼油厂提供处理过的沼气的 Gramacho 填埋厂。

已经向巴西科学技术部提交了 MDL 计划的垃圾填埋场如表 14-1 所示。

表 14-1　巴西减少温室效应气体排放项目的垃圾填埋场（MCT[13]）

垃圾填埋场	批准年份	垃圾填埋场	批准年份
Nova Gerar	2004	Itapevi	2006
Vega Bahia		Quitauna	
MARCA		Pedreira	2007
Lara	2005	SANTECH	
Tremembe		PROBIOGAS-JP	
ESTRE		Tijuquinha	
Caieiras		URBAM	
Bandeirantes		Irani	

（续）

垃圾填埋场	批准年份	垃圾填埋场	批准年份
Anaconda		Vila Velha	
Sao Joao		Feira de Santana	
Canabrava	2006	Gramacho	2008
Aura		TECIPAR	2009
Braganca		CTRS	
SIL		Natal	
Manaus		Corpus/Arauna	2010
Alto Tiete		Manaus	
Terrestre Ambiental		Itaoca	

总的来说，废弃物包括食物残余、电子材料、包装、衣物、动物遗体、纸制品、皮革、建筑污染物和惰性材料。它们在垃圾填埋场的处理会产生温室气体和渗滤液，造成该区域其他活动的减少及房地产贬值的趋势。如果在垃圾场，有时候在实际废弃物处理场进行处理的话，通过占据周围区域，对该地区的房地产和交通的损害将更大，此外对于土壤、附近地表和地下水以及空气都有很大的环境损害，也会造成一系列社会问题和健康危害。

关于废弃物的产生问题可以引起一场关于消费主义问题的讨论。消费主义的问题通常由计划报废战略来证明其合理性。计划报废战略是被全球生产部门采纳的一个战略，意在降低商品的成本来使大部分人都有购买的能力，这样就可以保持需求的增长，保证就业和经济的运行。但是这个战略不仅不能说明废弃物回收的重要性，而且说明了自身的不可行性。相对于任何技术上不可行的原因，惰性似乎都要为目前这种持续的“过度开采-生产-消费-再消费”的模式的存在负主要的责任。事实上，原料产出过程中浪费的资源就可以被利用来替代一部分的投入，从而可以防止自然资源的消耗以及一些仍有用的材料在最后处理时带来的破坏。

14.2 监管框架

为了减少排放，欧洲法律规定了从 2014 年开始实行食物残余填埋处理的限制条件。虽然整体上来说这是一个对社会有利的举措，但是由于这是一个高代价的措施，所以在环境倾销的国际谈判中它被要求作为最小的因素。在德国，这个措施从 2005 年开始被采纳并且有很好的结果，所以它已经成为废弃物能源化利用过程中越来越被采纳的措施。

巴西的国家气候变化政策[11]致力于在 2020 年前减少包括废弃物处理在内的多个行业的排放。然而，由于巴西的大部分垃圾是在垃圾场和受控制的垃圾填埋场处理，

由全国固体废弃物政策提供的卫生处理方案[12]——将卫生填埋作为它最低的标准，排放量有增加的趋势[3]。因此必须要有更加可行的方法来替代它，包括要求遵守特定法律文件的规定，即只允许在卫生填埋场进行垃圾回收处理，它的理念就是经济、环保和技术可行的废弃物回收。

由于技术上已经存在可行性，而且基于环境许可的环境可行性也已经得到许可，那么还需要论证的就是经济上的可行性，因为在巴西，当地政府为垃圾处理的支出只有欧洲的一半或者更少。需要重申的是，很不幸在发展中国家，即使在经济环境好的时期，对于废弃物处理成本的考虑也是短期的，往往缺乏对长期因素的考虑，包括检测成本、环境破坏、交通损失、街道破坏、邻近人口的健康、房地产贬值等，而这些都会使未来社会付出代价。

因此，我们应该从哪个角度来定位这个问题：公共的还是私人的？如果作为一个公共问题来处理的话，这会比那些打了折扣的国家举措更为有利，但同时它需要公共机构来投资和操作这个系统，而且也需要专业化的技术，同时也存在风险，所以如果有兴趣利用私人企业将会更好。

在巴西圣保罗这个趋势开始于 20 世纪 70 年代，而在巴西其他人口大于 100 万的大城市则开始于 20 世纪 90 年代。最近，也有相关的尝试想要创造多城市合作的机会来分担启动和运行的费用，同时也能创造更多可靠的机会来销售碳排放额和发电量。值得注意的是，对于私人企业，可行性当然取决于与其他应用和现有回报率相比的盈利能力，包括考虑到风险、创新以及公共机构的部分退税回报。这就是这一代面对的挑战：在巴西为废弃物利用创造可行性。

值得一提的是，自 20 世纪 60 年代以来许多环境事故最初都是由在山坡上不合理的废弃物处置导致的，与此相关联的是在山谷、靠近河流与小溪或者涵洞等地不合理的处置废弃物。如果加上这些代价，废弃物的合理处置就显得尤为重要，而且成本也就不应该视作短期的考虑因素。

对于废弃物问题有潜在帮助的事实是包装材料和许多种类的电子产品可以通过工艺处理进行回收利用以节省自然能源的开发，同时，也可以增加它们的使用寿命以及已存在的卫生填埋场的工作年限。

14.3　能源转化

一个有潜在帮助的事实是包装材料可以回收利用，这是一个可以减少自然资源开采的措施，与此同时又能增加自然资源使用寿命和卫生填埋场的工作年限。

废弃物回收的一个好处是节约能源。虽然有很多关于这个主题的具有参考价值的文献，如表 14-2 所示，但是仍缺乏国际性的开发利用。在巴西，考虑到每年 6000 万吨的垃圾产量（根据巴西地理统计局[8]）以及垃圾的组成[10]，如表 14-3 所示，就有可能根据参考文献［14］估计出能源转化的潜能。

表 14-2 根据参考文献得出的材料回收节约的能源

材 料	巴西	加拿大	美国	澳大利亚
参考文献	[5]	[14]	[7]	[22]
纸制品	3.51	1.75	2.95	1.37
塑料（包括 PET）	5.06	5.55	15.39	5.91
玻璃	0.64	0.08	0.62	1.25
金属（铝，钢）	5.3	3.25	5.85	2.67

表 14-3 巴西废弃物的组成及能源转化潜能

材料	组成（%）	转化因子（MWh/t）	转化潜力（MWh/年）
纸制品	12	3.51	54.6
塑料（包括 PET）	18	5.06	25.3
玻璃	3	0.64	1.15
金属（铝，钢）	2	5.3	6.36

因此，如果可以实现相当于 87.5TWh 电量或 2200 万 t 当量油潜能的利用，这些电量足以满足全国居民区的消费，差不多相当于全世界 2000 年所有来自废弃物或者热电厂的发电量（CEWEP[6]）。

事实上，巴西大部分的电能需要进行 2000 多千米的传输，因为巴西的能源组成中最首要的是水力发电厂，而这些能合理利用这一资源的地方又大多数远离消费中心。传输会导致损失，现在大概占发电量的 15% 以内（ANEEL[1]）。这就是为什么废弃物回收利用不仅能减少电量消费，同时也能减少传输损失的原因。值得一提的是这项供电量相当于伊泰普水电站的发电量，也大于所有已存在和计划中的核电发电量[2,20]。

在巴西，有一个一年 4 亿雷亚尔（2010 年）的基金用于对这方面的强制投资，叫做能源效率计划（PEE），它由国家电力监管机构管理（ANEEL[1]），通过配电和特许发电，必须将不少于总量 60% 的基金投入到不受青睐的项目中，这样有可能建立起回收利用的公共政策。

此外，在一篇关于回收利用转化的国际文献中发现，得到联合国认可的 AMS-III. AJ 方法基于塑料回收来减少温室气体排放（IPCC[9]）也证实了由 Pimenteira 等提出的建议[19]。

在能源效率计划中鼓励回收利用的资源分配，可以大大地降低废弃物回收利用项目对私人投资的需求，这也将提高这些项目的盈利能力和持续运行的可行性。这也是对这方面的法律法规的制定和反对可利用废弃物填埋的一种积极回应。

14.4 能源供应

因此，由于投资的减少和可行性的提高，分离的食物残渣可以通过厌氧堆肥过程

来发电或者出售产生的可燃气，虽然最终的可用电量只有不到储有量的 40%。在产电的同时，尾气的余热也可用来干燥废弃物的有机组分，然后在锅炉燃烧利用中使其能产生更多一点的额外电量，这样也可减少大约 10% 的填埋量。

因此，现在废弃物处理作为一个可行的建议由能源部门支持，这也可相应延缓新电厂的建设，优化社会的经济、人力和自然资源。

因此，城市生活垃圾的能源潜能是由这个计划的最小可行性规模决定的，这是基于生物消化器成功地处理 150 吨/天（OWS[18]）有机废弃物来为 850kW 的火电厂提供电能的国际经验。为了使这个限制条件与巴西人均废弃物产生量相符合，大概有 300 个城市可以提供发电厂自行处理制造的垃圾，这些大概占了整个国家所产生垃圾总量的 60%。这可以实现 460MW 的电力，相当于现在可用的天然气，包括作为替代柴油供给车辆（BOSCH[4]），近似于 550 个发电厂[15]。如果进行多城市合作的话，这个价值会更高，但这也需要进行运输、能源平衡、排放量和经济方面的评估。需要注意的是巴西是一个拥有 5500 个以上城镇的国家，许多都是人口稠密的地区，所以合作解决固体废弃物的方案肯定会大受欢迎。

如果消费市场容量不足以完全满足包装材料或其他废弃物的回收循环利用，那么焚烧技术就有可能用于这些多余废弃物的处理之中——即使焚烧还需要更多的原料。废弃物焚烧也就意味着可以用更少的发电厂产生更多的电量。

无论如何，对于废弃物填埋中不同的能源利用技术来说都是一个很好的机会，因为巴西市场证明了有能力增加现在世界市场上运行数量一半以上的发电厂。

14.5　激励和处罚

在这种情况下，国家固体废弃物政策根据它自身的监管法令，为这个行业里可行的项目提供经济上的支持，比如降低利率，更长期限的财务支持，再加上降低产品的税率以及公共机构在采购上给予激励。

另一方面，如果未能符合要求就会招致罚款，每次都罚款 50 ~ 500 雷亚尔（罚款可能会每日征收），以阻止不作为的行动。

由于这个替代方案也符合国家气候变化政策，那么就有必要利用降低成本的概念来将各种选项进行等级划分并且选择最便宜的。在这个意义上[17]，城市生活垃圾的能源化利用比风能利用便宜，而风能是已经基于环境标准给予鼓励的。

最后，因为这个主题涵盖了社会和战略问题，特别是为了防止公共健康危害以及利用分布式供应帮助增加能源安全性，所以可持续发展的概念适合运用到这个资源中，这样一来，包括经济、环境、运行、社会以及战略等多方面的特性可以联合分析，这项工作已由 Oliveira 等[16]和 Rovere 等[21]完成。

能为大多数人带来经济收益的固体废弃物解决方案在将来必定会大受欢迎。卫生填埋是一个可行的解决方案，无论如何良好的处置本质上受益的是填埋场的所有者或

者说运营填埋场的公司。在巴西存在空间来实施相关的工艺措施，包括更多的回收、堆肥、厌氧发酵和焚烧能源利用，这些工艺措施会涉及更多的新公司和工作，必将在未来的几年里在我们国家实施。

参考文献

1. ANEEL (Agência Nacional de Energia Elétrica—National Agency of Electric Energy) (2011) Programa de Eficiência Energética—Energetic Efficiency Program. Available at http://www.aneel.gov.br. Accessed 14 May 2011
2. BEN (Balanço Energético Nacional) (2011).(National Energetic Balance). Empresa de Pesquisa Energética (Energetic Research Company). Available at http://www.epe.gov.br. Accessed 12 May 2011
3. Bogner JE, Oliveira LB (2007) Reduction of global landfill methane emissions and using energy for waste. In: Ribeiro SK, Araújo MSM. (Org.). IPCC outreach in Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: Rio 360 Comunicação, pp 26–33
4. BOSCH (2010) (Robert Bosch Gmbh) Diesel natural gas flex system
5. Calderoni S (1996) Os Bilhões Perdidos no Lixo. In: São Paulo (ed) USP (3rd ed.)
6. CEWEP (Confederation of European Waste-to-Energy Plants) (2011) Available at http://www.cewep.eu. Accessed 14/05/2011
7. EPA (US Environmental Protection Agency) (2007) Waste reduction model. Washington, EPA, 2007. (Available at http://www.epa.gov). Accessed December 2007
8. IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) (2008) (Brazilian Institute of Geographie and Statistics). III Pesquisa Nacional de Saneamento Básico. Rio de Janeiro, IBGE
9. IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2010) Meth panel. MAS—III.AJ
10. IPT (1998) (Instituto de Pesquisas Tecnológicas)/CEMPRE. Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado. (Municial Waste—Integrated Management Manual) (2nd reprint). São Paulo, IPT/CEMPRE
11. Law (2009) 12,187, which institutes the National Climate Change Policy. Brazil
12. Law (2010) 12,305, which institutes the National Solid Waste Policy
13. MCT (2011) (Science and Technology Minister). CDM Projects. Available at http://www.mct.gov.br. Accessed 20 May 2011
14. Morris J (1996) Recycling versus incineration: an energy conservation analysis. J Hazard Mater 47:277–293 (Elsevier, Amsterdam)
15. Oliveira LB, Rosa LP (2003) Brazilian waste potential: energy, environmental, social and economic benefits. Eng Policy 31:1481–1491 (Elsevier)
16. Oliveira LB, Araújo MSM, Rosa LP, Barata M, Rovere EL (2008) Analysis of the sustainability of using waste in the Brazilian power industry. Renew Sustain Eng Rev 12:883–890 (Elsevier)
17. Oliveira LB, Henriques RM, Pereira AO Jr (2010) Use of wastes as option for the mitigation of CO_2 emissions in the Brazilian power sector. Renew Sustain Eng Rev 14(9):3247–3251 (Elsevier)
18. OWS (Organic Waste System) (2010). Available at http://www.ows.be. Accessed 16 Apr 2010
19. Pimenteira CAP, Pereira AS, Oliveira LB, Rosa LP, Reis MM, Henriques RM (2004) Energy conservation and CO_2 emission reductions due to recycling in Brazil. Waste Manage 24:889–897 (Elsevier)

20. PNE (2030) (Plano Nacional de Energia 2030) (National Energy Plan 2030). Empresa de Pesquisa Energética (Energetic Research Company). Available at http://www.epe.gov.br. Accessed 12 May 2011
21. Rovere EL, Soares JB, Oliveira LB, Lauria T (2010) Sustainable expansion of electricity sector: Sustainability indicators as an instrument to support decision making. Renew Sustain Eng Rev 14(1):422–429 (Elsevier)
22. Warnken ISE (2007) Potential for greenhouse gas abatement from waste management and resource recovery activities in Australia. Final report, Sydney, Warnken ISE/SITA p 54

第 15 章　废弃物焚烧和废弃物减量之间的非确定关系

Henning Wilts

摘要： 废弃物焚烧技术是许多现代废弃物管理概念中至关重要的一环。但随着越来越多的废弃物被转移到发展中国家和新兴国家，从可持续资源管理的角度出发，特别是定性和定量的预防废弃物产生将会变得愈发重要。德国案例研究凸显了由于对垃圾焚烧电站的亿万投资所引起的路径依赖性和负载逻辑的风险，以及对二次原料回收的矛盾影响。可以得出的结论是，在现有的废弃物管理技术下，用更加系统的方法整合废弃物热能利用是非常重要的。

15.1　引言

2008 年 12 月生效的欧盟废弃物框架指令 2008/98EC（WFD）修正案第一次定义了资源节约和资源有效管理作为可持续废弃物管理要素的目标政策：该指令要求通过防止或降低废弃物产生及管理的不利影响，减小资源利用的总体影响和提高利用效率来保护人类和环境的健康。

该指令按照 WFD 中第 4 条废弃物处理体系“新五步”具体执行。与之相应的是下面的措施将会运用到废弃物处理中，以一个生命周期的视角来看，差异仅可能由环境因素引起。

- 减量。
- 预处理再利用。
- 回收。
- 其他方面的回收，比如能量回收。
- 处置。

然而，不同层级不应该简单孤立地来看。废弃物减量和能量回收的关系是有很大相关性的。

焚烧技术是许多现代废弃物管理概念中至关重要的一环：焚烧炉降低了固体废弃物的量，进而降低了填埋量（定量减少废弃物）。同时，焚烧可以让有害废弃物变成惰性物质，使得危险成分对人体无害化。用此种废弃物预处理方法可显著降低填埋气的产生，填埋气的成分以甲烷为主，会给全球气候变化造成很大的负担（减少废弃物数量）。特别是各种废弃物能源化利用技术减少了化石燃料的使用，而化石燃料的生产意味着大量的资源消耗。因此，焚烧在废弃物减量方面做出了可持续的贡献。

另一方面，以德国为例，自 20 世纪 70 年代开始重视焚烧技术，目前超过一半的城市废弃物通过焚烧处理，清晰地说明了这种投资密集型技术如何产生路径依赖和反作用于废弃物减量的可行利用率。

因此，本章着重分析发展中国家和新兴国家在什么情况下利用废弃物焚烧可有助于可持续资源管理；从社会技术角度而不仅仅是从纯粹的技术层面提出应当考虑哪些方面。而这些国家的废弃物管理基础设施结构提供了避免与德国犯同样错误的可行性。

本章结构如下：15.2 节考虑了全球可持续资源管理的需求和架构，15.3 节为废弃物管理部门在这个方向可能的转变。15.4 节简要描述了社会技术分析的理论架构，该分析运用了 15.5 节德国案例的研究。15.6 节总结了一些初步结论，并提出了下一步的研究需求。

15.2　全球可持续资源管理的必要性

自 20 世纪 70 年代开始的对“增长的极限”问题的讨论[25]，清晰地得到整个社会体系是基于自然资源的利用（见参考文献［3］，第 1 页）。从长远的角度看，依靠过度物质扩张的经济发展是不可持续的。封闭系统中的资源并不一定稀缺，但是其有限性是可持续发展的最大挑战，这是生态经济学的出发点[24]。1992 年，联合国在里约热内卢召开的有关如何实现可持续发展的讨论也提到了一切社会进程的自然基础。

社会工业代谢概念描述了社会经济和生物物理效应的并行关系，以及两者之间的各种交流。这个生物术语由 Robert Ayres[2] 提出，暗示了我们的社会和其他有机体一样，需要资源来繁殖，最后以废弃物的形式排泄。图 15-1 用非常简练的方式作了解释：社会经济系统包含在自然环境中，从中获得资源和能量用来进行生产和消费过程。根据质量守恒定律，能量和质量既不会凭空产生也不会消失，因此，输入的物质经过使用之后会或多或少地转化成输出，释放到自然环境中。

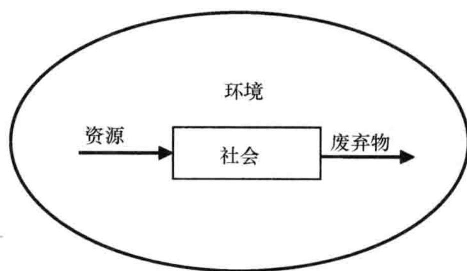


图 15-1　Hofmeister 的社会经济工业代谢概念[13]

因此，与将经济、生态和社会隔离开来作为“三足鼎立模型”不同，该问题的解决方法要基于对可持续发展的系统性理解，而不是试图考虑对三个子系统之间的关系进行综合分析。社会和自然的关系被物理基础设施结构化，这会影响物质流动的可持续性。自然和社会根据它们自己因果关系的合理性和规则相互作用。

正如 Hofmeister（见参考文献［13］，第 44 页）所提出的那样，在工业社会中，精确地将其内部和外部分开已不再可能。举一个最明显的例子，人类导致的气候变化已经深深地影响了所有生态系统。与新古典经济学的假定相反，这些过程可以根据不

可逆的事实被区分出来。

15.2.1 转移到发展中国家的问题

每个国家都有机会通过贸易使用其他国家的资源，根据比较利益原则，进口国家和出口国家都可以获利。但是这些进口产品以生态包袱的形式再次和资源消耗相关联，与出口国家引起的环境负担共同发生，包括比如矿山原材料污染过重以及半成品生产过程的能量消耗等（见参考文献［3］，第59页）。物理材料流动的分析表明，自全球化开始，欧盟已经以产品进口的方式集中取代了境内资源开发，这减小了当地环境负担，但是增加了附加的损害，尤其对发展中国家和新兴国家。1976～2000年期间，欧盟净进口经济价值增长了约1/3，然而包括隐藏流动在内的相关产品物理净平衡增加了两倍多[32]。这个问题突出体现在与金属提取和石油精炼领域相关的污染密集型产业从环保标准较低的发展中国家进口中受益。

15.2.2 PGM案例研究

由资源利用引起的环境负担全球迁移现象可以通过铂族金属（PGM）很好地证明：PGM因其特殊的化学性质被广泛应用于车用催化剂。每个催化转化器的PGM含量取决于发动机的类型和尺寸，平均为4.5g，在1～15g之间波动（见参考文献［23］，第3页）。自20世纪70年代起，美国和日本全国强制性使用催化转化器。欧洲的趋势主要受欧洲标准的驱使，自1992年起，限制了一氧化碳（CO）、氮氧化物（NO_x）、碳氢化合物（HC）和颗粒物（PM）的排放。在一些新兴市场也加紧了排放标准设立，使得铂和钯的需求增加。如2008年7月，中国尾气排放限制标准生效，只有用催化转化器才能达标。车用催化转化器的使用对提高机动车辆的环境绩效发挥了关键的作用，使得排放量减少了95%。

然而，与此同时，PGM的产地几乎只有俄罗斯和南非，这带来了巨大的环境破坏：世界上最大的钯产地之一，坐落于俄罗斯的诺里尔斯克镍业，仅因生产PGM每年排放NO_2就达156吨，几乎赶上了比利时一年的排放量。就PGM采矿业供应链全部资源消耗而言，1吨PGM大概需要388吨资源消费，其中86%发生在周围的矿山[30]。因此催化转化器作为一种末端处理技术引起了环境的大规模转变：欧洲空气质量得到了持续提升，而整个西伯利亚地区却因采矿工业变得几乎不适合居住。仅相对于生产产品时的二氧化硫排放，一辆装有催化转化器的柴油车需要行驶超过95000km（cf. ibid.，第25页）才可补偿平衡。

15.2.3 废弃物出口

PGM的另一个重要应用是电子设备领域，其中钯主要用于印制电路板。据联合国统计，全世界大概产生2～5千万吨（根据定义）电子废料。在全球层面上看，必须假定只有10%得到了合理的回收（见参考文献［21］）。二手电器在欧洲经济区域经常以电子废料的形式非法出货。根据联合国大学发表的一篇文章[35]，在欧洲，每年全部870万吨的电子废料仅有210万吨得到了回收，这意味着超过75%的电子废料出口或者以其他非法形式处理。根据Sander和Schilling的另一项研究[29]，2008年，大约有155000吨的二手电器和电子设备从德国出口，其中包括大约200万台显示器。

因为在废弃物进口国缺少足够的回收设施，大概 150kg 的 PGM 几乎全部损失。这些电子电器废弃物倾销国家环境污染问题不仅因为没有监管系统，而且还因为不合理的回收。这是 PGM 回收存在的普遍问题，包括印制电路板[33]。对电子电器废弃物回收点的研究表明：电子电器废弃物处理的每一个阶段都会向环境中排放高浓度的有毒重金属和有机污染物（比如铅、镉和多溴联苯醚等），同时危害了工人的健康。

15.2.4　小结

这些案例表明，从可持续资源管理的角度来看，国家的环保政策越来越受排放限制。物质流动变得越来越国际化，想要从国家层面去解决这些问题只会导致其迁移。因此，发展中国家和新兴国家必须更加重视资源管理：

- 欧盟的主要资源匮乏国依赖从这些国家进口原材料。尤其是环境技术，经常依靠关键元素，比如 PGM 和稀有元素。然而，产生的废弃物却留在了原产地。与此同时，能源和资源密集产业转移到了这些国家。
- 另外，欧洲使用过的二手和废弃物产品越来越多地出口到了发展中国家和新兴国家。

引起这种变化的一个原因是欧洲在废弃物立法上越来越严格的标准，比如，对废旧的汽车和电子电器规定的移除标准导致了附加成本的显著增加，以至于出口或者处理到亚洲或非洲会更便宜。因此，如果在发达国家不考虑基础设施系统，这些国家的废弃物能源化概念将无法评估。除了在这些国家实施环境友好型的废弃物处理方式外，对不可再生资源尤其是重要金属建立全球化重新分配系统也变得非常重要。

15.3　废弃物管理的功能变换

很长一段时间，废弃物管理除了处置和回收外，在可持续材料流管理上本该具有的功能和责任得不到承认。人均全球原材料消耗量大约比城市生活垃圾产生量高 100 倍。尽管如此，废弃物管理的技术基础结构系统建立了一个框架，不但影响着废弃物处理还影响着可持续消耗和生产模式的潜在性[19]。然而，这样一个废弃物管理部分的积极作用可能意味着从被动到主动的自我形象的范式转变。

对于废弃物管理部门而言，这种物质流管理的方法尤其意味着“一种在回收及预防方面优化的废弃物处理”[10]：废弃物应当主要作为二次能源的来源，以尽可能有效地在其生命周期内管理物质流为目标。废弃物管理部门作为物质流管理者，其基本职能是设定重新分配系统及循环再造设施的设计方向。

- 一方面，这些系统应当如此设计：在产品使用的最后阶段，含有的物料可以再次包含计入技术和自然周期。废弃物管理将成为一个“后方基本工业”[14]。当然，污染物仍然必须被排放且提供给合适的接收汇。
- 此外，废弃物管理部门也应促成资源的生态逻辑及经济上的有效使用，通过在一个定性和定量标准的透明组合中，提供有关出现的废弃物料流的必要信息。不同类型的相关信息在下面均有描述。

15.3.1　废弃物管理的创新领域

目标是克服当前在供给与处置结构间的“破碎体系”[9]，此体系至今为止代表了可持续资源管理实施中的一个主要障碍。对于废弃物管理部门而言，一个新任务产生于此：在价值链中不同步骤的深入合作，尤其是建立这些进程的一个改进的耦合：

● 论及一个产品的生产、使用以及处置对环境的影响，在产品设计阶段做出了最为相关的决定。虽然已有许多环境友好或处置友好的设计概念方案存在（例如 IPP），但是从实际上考量几乎无法实现。但是对于 Flatz[9] 来说这是一个重要起点，“这一忽视点是当今高效物料流管理机构几乎不可能工作的主要实际原因（…）”。再循环设计被相互矛盾的目的复杂化，例如，材料的耐久性和可回收性之间的矛盾，这一问题只能利用相关的精确知识根据产品最后使用阶段的情况来解决。这样的特定情况下产品处置相关的信息，通常只能由废弃物管理部门人员提供。

● 在生产阶段综合环保概念以防止浪费为目标，而不是在之后利用末端技术处置或垃圾再循环。特别是不同公司间的再循环网络综合管理，能够产生相当大的潜力。

● 产品使用时间和强度的增长，也可为资源利用的可持续性做出重要贡献。如果产品使用时间更长，其他条件均相同，新产品的需求便会降低，这也减少了生产中的废弃物和废弃产品的产生。废弃物管理部门可以促进产品再分配系统的建立，这一系统的建立可以通过再制造或利用修复个别产品零部件来再使用，从而实现完整产品的进一步使用。

● 再分配、拆解、再循环以及处置阶段已经是废弃物管理部门的责任，当然，这也将成为可持续资源管理背景下的核心任务。然而，如前所述，对产品设计的一个更好的反馈是必要的，来去除污染物或将产品优化拆解以实现再循环。为了这一目的，废弃物管理部门的人员也应当制定好他们对必要信息的需求，例如以产品拆解的提示信息形式。

这样一个废弃物管理部门的职能转换可以由国家废弃物减量项目来扶植促进。国家废弃物减量项目是针对反对浪费的制度而建立的——人们将慢慢开始意识到这个领域的市场潜力。

15.3.2　废弃物减量方案

在新的废弃物层次结构中，修订版的欧盟废弃物框架法规（WFD）（2008/98/EG）确认了就废弃物的产生与处理而言，防止废弃物产生可作为一个优先的措施来保护环境。其中，成员国被要求要促进废弃物减量。根据条款 29 段落 1 WFD 减量措施必须根据由成员国创立的废弃物减量规划，进行计划直到 2013 年 12 月 12 日。这些减量项目描述了现存的废弃物减量手段，设立了废弃物减量的目标。作为已采用的废弃物减量措施，这个进度已通过实施合适具体的定性定量标准来进行监督并加以评定。通过预防项目的目标和措施，与废弃物产生相关的环境影响将独立于经济增长。

在德国环境部和德国联邦环保处投资基金的一个计划中，现有的国家废弃物减量措施，已经在德国国家、州、区域、地方一级助力于减少废弃物，被 Wuppertal 研究

所和 Öko 生态研究所[12]记录和结构化，考虑自愿、法规、经济、生态操作指南。

- 影响与废弃物产生相关联的地方结构基础条件的措施。
- 影响设计、生产和分配阶段的手段。
- 影响消费和使用阶段的措施。

这个计划总体上定义和解释了 296 种不同的公共垃圾预防产生措施，覆盖范围广，提及了相关的工作人员以及不同领域的行动。以下给出几个例子：

- 生态设计的完善：二次生命。在这个 UBA 项目中，明确分析和定义了使用过的电子设备再利用的质量标准，并且创立基准来引入质量标准。
- 敏感化：需特殊监管的废弃物的预防产生和再循环建议（BIVA）。项目为黑森州的中小型企业、家庭手工业提供建议与信息，由危险废弃物征税提供免费咨询（初步计算为 1050 家），实施建议，通过研讨会、讲习班、指导文件及宣传单来提供信息。
- 再利用和修复的促进措施：采用可重复使用的餐具和可移动的自动洗碗机。利用监管的法律要求使用可重复使用的餐具。在慕尼黑啤酒节中转变到可重复使用的餐具，废弃物的产生从 11000 吨减少到 400 吨。

15.3.3 小结

关于废弃物工业的新要求可能来源于可持续资源管理的目标，远超出废弃物安全处置，集中于废弃物减量、高品质再循环以及资源保护。事实上，各种各样的创新项目显示这样一个可持续废弃物管理不仅是一项技术，也是一个管理上的挑战。这是发展障碍的核心问题：为什么这些方法通常不会超过试点工程和研究工程，并且未能进行必要的结构性变化？在发展中国家和新兴国家中，低廉处置的可能性在或多或少的控制堆填区仍然是核心障碍。但是为什么即便是如德国这样的国家，在这种不受管制的处置应当很大程度上由差异化非常大的废弃物法所制止的地方，也看不到显著不同的结果？因此，为了了解在这样的社会技术系统下发生改变的条件，焦点应当从个别技术扩展到它们作为基础设施融入社会系统。

15.4 理论框架：社会技术系统的创新

15.4.1 生态创新

环境友好型创新被认为是改变社会工业代谢朝着可持续方向变化的决定性方法：增长的限制应由现代化的生态来破除并且允许经济增长同资源利用脱钩。可持续创新研究的规范目标是在考虑双倍增长的情况下同时考虑理解问题作为分析框架[34]：

- 直到 20 世纪 90 年代早期，每一家公司仍然寄希望于末端管理技术来发展“清洁技术”。现在很清楚的是，公司外部的业务方式必须考虑清楚，了解何时以及在何种条件下的生态创新可以在市场上获得成功。
- 因此分析必须超出传统需求拉动型价格影响。在更多进化经济的理解当中，非市场障碍如路线、制度和知识能力等也得被考虑进去。

● 只有在这样一种全面了解创新的环境里，才有可能促进并彻底改变为可持续发展而不仅仅是新旧技术的替代。

15.4.2 基础结构理论

因此，本章并不把废弃物焚烧作为单一技术来分析，而是从整体上作为废弃物基础设施系统来进行分析。Hughes[15]尤其指出，所谓的“大型技术体系”（LTS）覆盖了远不止“它们”的技术产品。根据 Kemp 的研究，“它们”也包括了组织、科学、法律以及自然的成分。所有这些成分，当然也包括技术产品，在这些体系中相互配合。某个个别工件的变化将会影响着整体。因此单个零件的明确属性并非是由它们自身造成，而是由整个系统环境决定。作为社会子系统，LTS 一方面是社会构建的，另一方面，也对社会产生重大影响。

根据 Konrad 等的研究[18]，这样一个为了基础性建设的社会性技术体制，其原点并非是使用的技术，而是其社会功能或者解决的问题。特别是基础性设施系统，由于其长期计划的维度和资本密集度，路径依赖成为其主要特点，这一方面给予了其特别的稳定性，而这在另一方面也代表了转型管理过程的特殊挑战。它们的体制通常基于高度制度化和专业化的劳动力划分，以至于渐进性创新的形式是改变的唯一可能。

社会科技制度不仅仅基于科技及其产品，也基于被所有体制成员接受的制度体系：在规则基础上人员的持续互相作用，导致制度的持续更新[34]。Kemp 等[17]指出制度的构成规则互相拓宽，并以这种方式阻碍其改变。在技术发展供给一方的经济活动者被激进的创新而威胁，因为这意味着他们现有核心竞争力的贬值，同时技术需求方显示出高水平的风险回避：到目前为止尚无新的技术经验，尽管有着高福利，他们通常还是信任已建立的产品。除了经济上的考虑，法律因素也增加了制度的稳定性，如长期合同的形式，通常在处理部门被使用。

因此路径依赖的结果是，不一定最好的体系能在市场竞争中成功。Hughes[15]非常深刻地描述了基础设施系统在其整个强化中发展的“动力”。这部分基于人们在制度中的工作，这些人由于其特殊优点及使用技术相关的特殊技艺，对制度的保存和增长感兴趣。其次，基础设施的特点是高程度的沉淀成本：当主导技术制度改变时，报销的技术产品的费用需要作为损失，因为用其他方法则无法再使用。

15.4.3 小结

完善的社会科技系统会考虑特殊社会背景下技术的应用，例如废弃物焚烧。在一个国家运行良好的科技体系可能在其他国家导致各种各样有害的副作用。特别是按照面向出口型德国工业需要再循环工厂技术，近年来有许多项目计划在发展中国家和新兴国家实行，这些国家使用的技术过于庞大，明显不适应现存的体系[7]。

此外，不仅当前的情形应当被考虑，而且要考虑从一开始垃圾焚烧炉必要投资所引起的路径依赖，进而确保实现废弃物管理的长期可持续解决方案。下面以德国为例说明，如果这些方面都未能充分考虑，可能发生怎样的问题，以及废弃物的减量和高品质再循环在某些个案中有怎样消极的影响。

15.5　德国废弃物管理

20 世纪 50 年代，德国废弃物行业建立起一个全新的基础设施系统，该系统仍持续影响着今天的废弃物管理。迅速增长的消费支出以及日益普及的塑料容器使得垃圾填埋遇到了瓶颈，而那时垃圾焚烧能力仍然相对较低。此外，未受管制的垃圾填埋以及第一个垃圾丑闻事件也在冲击着公众的环保意识。德国政府于 1970 年发布的第一份环境报告中指出德国有 5000 个未经授权的垃圾场，其中的一些到现在都没有获得批准也没有受到任何监管。而其中的许多在今天都被当成污染点来进行处理[31]。

根据 1972 年的废弃物处理法案的规定，国家废弃物管理垄断权由联邦层面法律责任的集权所组成，地方政府部门的职责是完成废弃物处理的地方立法，公民与公司的义务是将垃圾放到公共垃圾收集点[22]。废弃物处理计划确定了利用技术处理废弃物的方针。利用技术处理废弃物以建造垃圾焚烧厂的形式得到迅猛发展，俨然成为了一个“繁荣行业”。然而却没有任何关于减少废弃物产生的政策。

与此相反，垃圾焚烧厂的经济可行性取决于垃圾焚烧的安全性[31]。然而在 20 世纪 80 年代中后期，由于公众对有毒有害物质如二恶英、呋喃的恐惧，他们反对在住宅附近的街区建造垃圾焚烧厂，从而导致了垃圾焚烧量的下降。在 1990 年第 17 次修改的联邦排放控制法案中，德国政府的规定使得垃圾焚烧炉的排放限制大大降低。

虽然 1972 年的废弃物处理法案中规定了垃圾处理设施需要规划许可，但是对于统一后的德国，特别是前东德地区迫切需要建造新的垃圾焚烧设施。因此为了使投资便利化，根据 1993 年的房屋土地法对垃圾处理设施的许可流程进行了修改：生物和机械的垃圾处理设施的建造只需要通过环境影响评估，达到有关的排放标准即可，而不需要走原先的规划许可流程。这两种程序之间最主要的区别在于许可流程上的不同。根据德国污染物控制法案的规定，申请人只要达到所有的环境控制指标就能被许可建造垃圾处理设施，而在以前的规划许可流程中这种权利是不存在的（见参考文献［20］，第 484 页）。由于这种变化，目前德国不需要对垃圾处理能力进行国家层面上的规划，也没有必要起草新的德国废弃物处理法律，只需修改 WFD 即可（见参考文献［26］，第 3 页）。

15.5.1　垃圾焚烧能力的发展

德国垃圾处理设施的主要特征就是具有大量的垃圾焚烧厂，这些焚烧厂的总容量被认为明显超过了现实的需求。这主要归因于最近两个相关事情的发展：2005 年“城市废弃物技术性说明”（TASi）过渡阶段的末期禁止不加处理排放废弃物所导致的显著约束能力以及在衍生燃料（RDF）领域中额外能力的动态发展。

15.5.1.1　禁止不加处理排放废弃物

从 2005 年 6 月 1 日开始，随着 12 年的过渡期结束，德国开始禁止填埋未经处理的废弃物。因此，当地运营商都在试图以最低的成本在垃圾填埋场被关闭之前对其进

行填埋。其造成的结果是垃圾焚烧炉的垃圾供应量大大地降低。大量的联合焚烧炉在TASi过渡时期结束后只有一部分焚烧能力得以被利用的事实在很早以前就被预知了：Alwast[1]估计额外需要的焚烧能力至少450万Mg。而且对此的预测是非常困难的，随着便宜的垃圾填埋被禁止，由于自我责任的约束，生产者以前会“回收”商业垃圾，而现在则被划归为城市垃圾被一起处理。

事实上自从2005年6月到现在，垃圾焚烧厂的垃圾焚烧率急剧增加，而且所需支付的费用也增加为原来的三倍。为了避免混乱的情况，许多当地政府批准建立临时仓储库，并且投入大量的资金建立新的垃圾处理设施，通过这一方法来弥补中期和长期垃圾处理计划的断层。不过与此同时制定和开展建造传统的焚烧炉和新的替代燃料发电厂的计划。还应提及在这段时间里大量的工业废弃物被非法倾倒在粘土坑中。由于垃圾焚烧厂的高资金回收，所以在这个灰色市场里可以在短时间内赚很多钱。

15.5.1.2 垃圾衍生燃料（RDF）

和传统的垃圾焚烧发电厂相比，RDF发电厂的发电量相对较小，为50～220MW。RDF发电厂通过焚烧中等热值和高热值的垃圾生产能源，生产出的能源用于联合热量和作为工业生产用蒸汽或者对工业设施进行区域供热。RDF发电厂所用的燃料一方面是均匀的、具有稳定燃烧特性的商业和工业垃圾，例如造纸工业中的残留物、未燃烧的燃料、橡胶、塑料和废油；另一方面是不均匀的高热值生活垃圾（例如塑料包装）。自2005年起，RDF发电厂得到了越来越多的重视：一方面是因为在TASi过渡阶段的末期垃圾焚烧炉的价格较高，另一方面是因为一次能源成本的增加。RDF商业模式基于三大支柱：运营商接受废弃物交付免于支付相关费用，他们焚烧这些及自己产生的废弃物同时节约能源成本。与德国垃圾焚烧市场相反的是，几乎所有的RDF发电厂都由私人经营且基本存在于能源需求量比较大的和有合适废弃物进行焚烧发电的行业，例如造纸行业（见参考文献［26］，第15页）。一些非政府组织抱怨说，事实上这些发电厂的经济效益建立在勉强达到德国污染物控制法的排放限制值上，尽管高热值的废弃物有更高的污染物负载[6]。图15-2展示了2005年以来RDF市场的发展。装机容量接近500万吨的RDF发电厂可以在很短的时间内获得许可从而进行作业。因为世界经济危机造成项目的取消使得最上面的那条曲线（理论上的最大容量）的预测容量不可能达到。然而和RDF发电厂相比，目前已经有更多的利用传统燃料的发电厂投入建设和运营。预计在德国，高发热量工业垃圾的产生量很快就会大大降低。应当指出的是，垃圾焚烧发电厂和RDF发电厂两者都不是完全独立的市场：因为两者都需要焚烧大量的废弃物。当新的废弃物框架指令认为两种设施都能达到废弃物回收目的以后，这两者的竞争将会愈演愈烈。

15.5.1.3 展望2020

根据目前的预测，德国废弃物（包括大件的垃圾）将会从2006年的1610万吨下降到2020年的1390万吨（见参考文献［26］，第1页）。这种下降由许多因素造成，不仅和工业生产中提高了资源的利用率以及人口数量预计下降2%有关，也与加强了

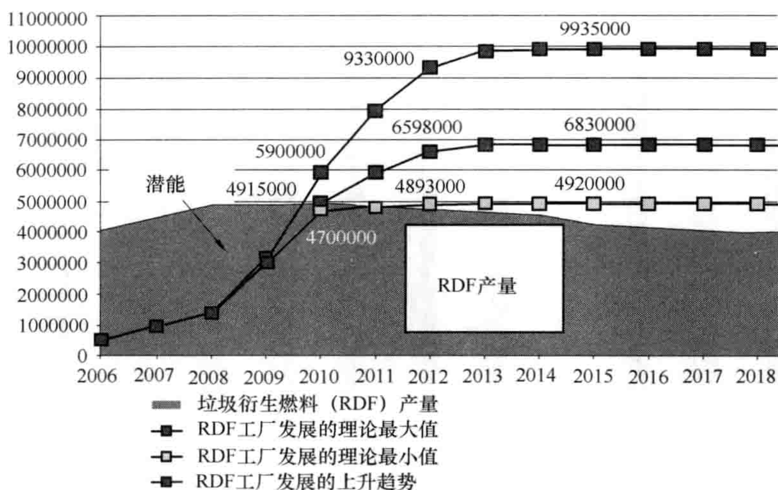


图 15-2　RDF 市场当前和预测的产能及废弃物产量[26]

家庭和工业的垃圾分类收集有关。但是对于垃圾焚烧能力而言，相反的趋势也是显而易见的。私人废弃物回收处理行业抱怨垃圾焚烧的产能过剩，而这一问题是由政府废弃物管理部门约 40 亿欧元的失败投资所造成的（见参考文献［8］，第 7 页）。除了德国产能过剩因素以外，荷兰和波兰垃圾行业的拓展也将影响德国垃圾焚烧市场。

考虑到垃圾燃烧、RDF 焚烧发电、联合燃烧以及其他垃圾处理形式，2015 年大约有 7% 的产能剩余（如果当地政府不停运他们的垃圾处理设施，财政赤字将达到 15%[26]）。因而可以预料到，正如图 15-3 中所说明的，未来能源回收价格的下跌现象将会继续。这可能导致中型再循环产业的一连串破产现象，因为在更为低廉的焚烧价格下，更多的物料将会被焚烧而不是被投入物料回收设施中。图表也显示了德国显著的区域价格差异：对于居民生活垃圾而言，运输费用占据了回收费用中的很大一部分，于是价格水平就不能达到供需平衡，从而导致了不同地区的废弃物管理部门运营情况的不同。

两个德国城市特殊案例的研究表明了垃圾焚烧能力与通过垃圾的高再循环率和高再利用率来减少垃圾产生的创新结构之间的关系。两个例子也都表明，即便是城市与城市之间，组织结构与经济环境也是不同的。所以要重视城市特定的环境与废弃物管理基础设施的可持续发展之间的关系。

15.5.2　柏林案例研究

到 1936 年为止，柏林的大部分城市垃圾已经用驳船运到位于柏林腹地的一个德国最早的自然保护区。这被认为是“景区回收”：对于柏林周边的沼泽和湿地来说，为了以后能够种植农作物以及园林植物，这些垃圾是极好的土壤改良剂（见参考文献［27］，第 26 页）。在第二次世界大战后废弃物收集系统的重建被同盟国认为是在面对疾病威胁和在大面积废墟中提供更多适宜生存环境的重要问题之一。在苏军

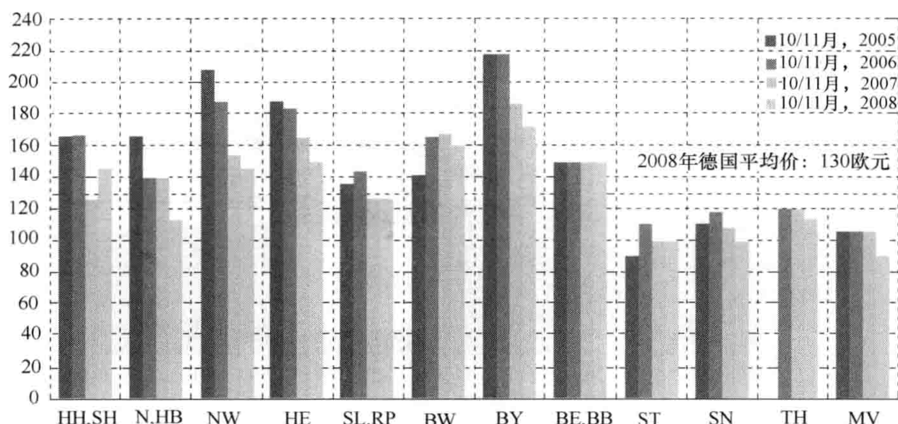


图 15-3 废弃物焚烧费用发展趋势[26]

1948 年对西柏林实施交通封锁后环境发生了急剧的恶化，将废弃物搬移到城外的堆填区变得几乎不可能。而与此同时，由于柏林消费形态的改变，柏林城内的废弃物数量急剧增加：从 1950 年的 995. 0m^3 到 1959 年的 165 万 m^3。由于水法处理需要填埋空间，非常明显地，现有的湿地填埋空间将会被 20 世纪 60 年代新产生的垃圾耗光（见参考文献［27］，第 44 页）。

从 20 世纪 50 年代中期开始，针对西柏林的垃圾废弃物管理，一场关于是利用焚烧处理还是继续采用生物堆肥方式的激烈辩论进一步的深化。反对生物堆肥的观点中，一是指出了堆肥需要很大的土地面积，而这在柏林行不通。更为严重的问题是柏林产生堆肥的销售市场将会由于柏林的封闭而消失。而反对进行垃圾焚烧的观点则指出 20 世纪 20 年代最早在柏林进行焚烧实验时，由于特定的废弃物成分而导致失败——与在英格兰成功的焚烧方法形成鲜明对比。柏林的家庭只使用褐煤燃烧，使得垃圾没有足够的热值。但是随着 20 世纪 50 年代纸张和塑料数量的增加，垃圾的热值有了显著的提高，因而使得垃圾焚烧有了可能（见参考文献［27］，第 49 页）。在 1963 年，柏林参议院发表了一项关于“从垃圾处理到垃圾焚烧的转换”的研究。对于想要在财政上实现可行的焚烧厂来说，余热的利用以及在烧结过程将垃圾焚烧的衍生品聚合为骨料这两点都是极为重要的。在 1973 年当时欧洲最大的同类设施建设完成。然而，即使是这样，它原来使用垃圾焚烧残渣作为混凝土骨料的计划也是显然会失败的，由于质量的问题，烧结产物只能被用来作为基床材料或者运动球场的表面材料。总的来说，那项工程耗费了约 5200 万欧元。

此外，西柏林的参议员也在与东德磋商在城市附近的填埋场处理西柏林的城市垃圾的问题。由于东德对于外汇的收入非常感兴趣，一条长达 20 年的条约在 1974 年达成。它规定，一直到 1994 年为止，共计 1800 万 m^3 的挖掘废弃物、3800 万 m^3 的建筑垃圾和 3500 万吨的城市垃圾可以从西德运到东德，作为回报，东德可以在整个合同中共获得大约 7. 5 亿欧元的利润。东德在其领土范围内特别新建了三个垃圾填埋场专

门用来处理来自西德的垃圾。有关于有机废弃物的堆肥问题也因此停止，垃圾处理问题变成了一个简单的垃圾运输问题。在 1979 年，产生的所有的废弃物中的 78.1% 都被送到了东德被填埋[5]。

从 20 世纪 70 年代中期开始，德国的回收产业有了一个新的并且持续发展中的社会关联因素；加之私人公司发现二次原材料的回收是一件崭新并且有利可图的买卖。在柏林，BSR 试图紧跟这种潮流，比如说在 1973 年成立了回收领域的一个工作小组以及试验性地投资到纸张的分类回收中（但是由于这个废纸市场萎缩得很快导致这个计划也很快就停止了，见参考文献［27］，第 108 页）。在 1975 年，一家私人公司新开发了一个重新分配系统，通过这个系统对来自于 2 万个家庭的废弃纸张、玻璃以及包括废弃金属进行分类，这就是后面所谓的“柏林模式”。它的收益来自于收费，但是其费用比为市民提供垃圾收集的市政费用要便宜（见参考文献［36］，第 257 页）。然而，垃圾的数量并没有像焚烧炉的能力和废弃物装运合同计划中假定的那样增长。这是由柏林的人口数量减少，人们环保意识的增强所致，但也是因为可回收垃圾的收集和复原是分开而导致的。考虑到垃圾焚烧的利用率只有 40%，所以也就不奇怪人们对于通过回收利用来减少垃圾的方式并没有真正的兴趣。注意到在柏林的垃圾焚烧基本上没有什么因素去避免产品中的有害物质，或者去将它们区别开收集或者处理。这种污染问题对有机废弃物堆肥提出了一个主要的问题：在面对国内垃圾废弃物处理已经有一个高污染的压力下，堆肥的回收是几乎不可能的（见参考文献［4］，第 181 页）。虽然如此，仍然有计划要建设为了处理主要来自于花园和公园的有机堆肥的设施以及建立一个“堆肥证券交易所”。但是这个计划最终失败，因为参议员没有给予必要的区域授权（见参考文献［36］，第 262 页）。

15.5.3　法兰克福案例研究

法兰克福在 1965 年就建立了一个垃圾焚烧厂，该焚烧厂迄今仍在使用，并且和一个火力发电厂合作，为该城市西北部的一个航天城提供发电。由于 TASi，废弃物不经处置的现状即将结束，在 2002 年，决定从根本上更新和扩大垃圾焚烧厂。该运营商被额外要求只有在半径 70km 以内被收集的废弃物才能被焚烧以免出现所谓的“垃圾转移”的现象。垃圾主要是从法兰克福及其周边的莱茵-美茵区域中收集。6 年的整修成本约 2.79 亿欧元，从 2009 年 9 月焚烧厂重新开办以来，它已经成为了欧洲最先进的焚烧厂之一。工厂的年处理量是 52.5 万吨，技术能力还会有更显著的提高。在过去的十年中，法兰克福的人均废弃物产生量从约 320kg 下降到了不足 250kg，所以焚烧厂足够可以处理上述垃圾量。

2005 年 4 月，处在法兰克福北部工业园区的运营商 Infraserv 公司，告知相关地方政府一个投资约 3 亿欧元，年产量为 675 吨的垃圾衍生燃料焚烧厂的计划，目的是为向当地公司低价提供 70MW 电能或供给每小时 250 吨蒸汽。这是在欧洲最大的垃圾焚烧厂。在工业园区中有 90 家公司，约 22000 名员工，从 2000 年开始，大约有 37 亿欧元被投资用于该场地的建设。从经济政策的角度来看，其形成了该地区的支柱产业。在法兰克福焚烧厂之间的商业竞争已经被提及，但是最后这项设施还是被授权了，因

为它符合所有的环保条例。从运营商得知，所有要被焚烧的材料都是从周围的联邦州和乡村购买。

这些地区采用焚烧方法削减过剩产能以及回收可重复利用材料的效果都是清晰可见的。RDF 发电厂废弃物处理费为 30 欧元/吨，以保证充分的生产能力，而周边城市生活垃圾焚烧炉有的高至 200 欧元/吨，对他们的城市造成了巨大的利用不足和经济损失。为了最小化这些损失，法兰克福试图尽可能多地使废弃物流入它的焚烧厂：举例来说，一个处理商业废弃物的分拣厂已经被关闭。在法兰克福有一个非盈利性质的公司，该公司主要从事电子设备拆解和回收，该公司常常会抱怨其原料的短缺，因为这些设备往往只能分解并焚烧，最终这些材料中包含的金属分布耗散在炉渣中，从而最终失去了回收能力。

15.6 结论

在未来几年，发展中国家和新兴国家的垃圾产量会快速增长。例如 EEA 环境展望估计，欧盟新成员国的人均垃圾产量将会有所增加并趋于欧洲的平均水平，在此许多新兴国家的人口剧烈增长已经考虑在内。因此必须保证以一种安全的方式对垃圾进行处理，从长远来看垃圾填埋将会是次要选择，因此垃圾焚烧将会成为可持续垃圾管理的重要组成部分。

从资源管理角度分析问题十分突出，除了尽可能地回收能量外，更大程度上应该考虑的是对原材料的回收。当垃圾填埋越来越受到限制时，当地应该把重点放在垃圾焚烧厂上。尤其对于发展中国家和新兴国家的垃圾管理系统而言，由于焚烧炉投资巨大，在相当长一段时期内是物质管理构成的关键要素。如今，特别是这些系统的容量规划正变得极其重要，经济的发展（当地、国家和国际层面）、人口空间的发展、社会就业结构的变动、经济发展的对策以及工业生产工艺的发展等因素都应考虑在内。

同时预期相关法律框架的变化也将变得意义重大，因为它们可引起整个垃圾处理行业的洗牌，例如德国的 TASi（见参考文献 [20]，第 466 页），与此同时回收原料的价格变化也必须进行假设。考虑到各种不确定性，对未来垃圾总量的预测几乎是不可能的，在确保垃圾得到处理和废弃物减量之间应有一个明确的协定：对于垃圾产量非常高的情况，可考虑定向使用安全处置措施；与此相反，限制垃圾处理和回收设施的规划将更有利于垃圾的减量。

案例研究表明过去在垃圾基础设施规划中容量需求经常被高估。其中一方面原因是财务激励结构与贪污受贿有所结合，另一方面是因为垃圾产生量的预测，基于 GDP 和垃圾总量之间的一个简单线性关系。对于所描述的垃圾往发展中国家转移的趋势是否能够使得 GDP 和垃圾之间脱钩还需要进一步详细分析，在德国作为实证上可查阅的已经大约有 10 年。定性方面的灵活性、兼容性和社会经济条件以及次生原料的市场条件务必在基础设施规划一开始就考虑在内。

15.6.1　对回收再分配系统的影响

在建立热回收利用设施时必须注意一点，那就是不影响现有的原料回收系统。如图 15-4 所示，在德国只有一小部分垃圾焚烧厂能够从灰中回收钢铁之外的金属。但是从资源管理的角度来看，对这些不可再生资源进行闭环回路重新回收利用意义重大：

金属原材料对于许多技术应用很重要。随着许多领域的技术发展，最近几十年金属的使用发展很快（更多的应用，更多的金属）。因此，60 种金属中的多数已经在技术上被常规使用。除了众所周知的在使用量上占主导地位的黑色金属和有色金属外，那些有特殊功能的金属也开始少量使用。

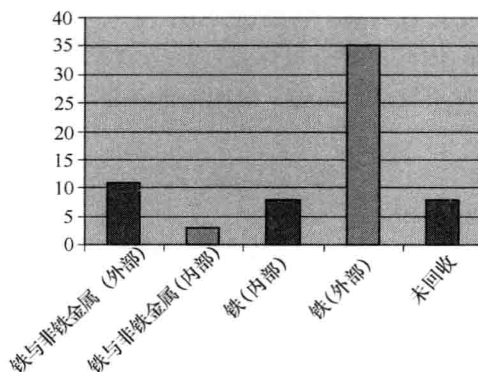


图 15-4　废弃物焚烧厂金属的回收[16]

在这个意义上它们可以被描述为罕见。此外，其中的一些金属由于它们有限的可用性而被讨论，这也是为什么它们被称为临界金属，包括如贵金属银（Ag）、金（Au）、钯（Pd）、锰（Mn）和镍（Ni），重金属锡（Sn）、锌（Zn）以及“特殊金属”镓（Ga）、铟（In）和钛（Ti）。

具有较强增长率的典型应用领域有电子电气设备、医疗技术和纳米技术。参照已描述的案例研究 PGM，表 15-1 显示了主要回收（矿业）和次要回收在资源消耗方面的区别：

表 15-1　铂族金属产量与环境影响[30]

影响指标	铂
初级生产，材料总需求/(t/t)	683564.91
次级生产，材料总需求/(t/t)	8738.82
初级/次级比	78.22

两个案例研究中都突出了焚烧过剩容量可能导致额外的物质流进入垃圾焚烧炉的风险。这些产品如破碎的电子产品所含有的金属都被分布在灰中，因此不能对其进行高质量的回收。因此，有必要尽早对这些产品进行处置，并提供适当的回收途径。

从可持续的资源管理角度分析，为确保统一的处理标准和废弃物物质流的控制，垃圾处理方法的选择不能仅仅依据它们的处理成本（见参考文献［28］，第 3 页）。

因此，对于越来越依赖二次原料回收利用的商品市场和以垃圾衍生燃料为燃料的节能设施并拥有最佳热电联产的能源密集工业而言，在未来需要一个更好的资源管理战略（见参考文献［26］，第46页）。

从复杂的废弃物物质流中高效开发新的有潜力的原材料，需要在一个多级处理过程中从时间和空间分布上建立一系列网络化的回收设施（见参考文献［11］，第251页）。二次原料高效回收的先决条件是有合适的销售渠道，从而最大程度地利用材料特性，并且有适当的能力和灵活性以弥补这些时空变化。这需要价值链中的每一个环节都有最优的尺度和定位。

德国在热回收市场上过载的例子特别地突出，必须非常细致地整合垃圾焚烧厂以协调整个垃圾管理系统。因此，如果目标是在生态和经济方面都有长期的可持续发展，那么垃圾处理总容量不应该只依赖于短期经济效益。

参考文献

1. Alwast H (2009) Ersatzbrennstoffmarkt in Deutschland. In: Recycling Almanach 2009, Eltville
2. Ayres RU (1989) Industrial metabolism and global change. Int Soc Sci J 121:363–373
3. Bringezud S, Bleischwitz R (2009) Sustainable resource management trends, visions and policies for europe and the world. Greenleaf Publisher, Austin
4. Brüggemann T (1985) Kompostierung in Berlin-Ein ziel im rahmen des abfallwirtschaftspro gramms Berlin. In: ANS info-band heft 7. Berlin
5. BSR (1979) Moderne Stadreinigung und Abfallbeseitigung in einem Ballungsgebiet. Berlin
6. BUND NRW (2010) Umweltdumping durch EBS-Anlagen? Avaiable online: http://www.bund-nrw.de/themen_und_projekte/abfallpolitik/ersatzbrennstoffe
7. Dilewski G (2010) Abfallverwertung und kreislaufwirtschaft in entwicklungs- und schwellenländern—potentiale und grenzen. IWAR-lecture neues aus der umwelttechnik und raumplanung, Darmstad
8. EUWID (2010) Europäischer wirtschaftsdienst recycling. vol 9. Springer, Berlin, p 7
9. Flatz A (1996) Von der abfallbewirtschaftung zum stoffstrommanagement. Organisation sansätze am beispiel elektrotechnischer produkte. signum, Wien
10. Friege K (2005) Infrastruktur für eine moderne Abfallwirtschaft. In: Loske R, Roland Schaeffer R (eds) Die Zukunft der Infrastrukturen. Marburg, Metropolis
11. Goldmann D (2009) Erschließung neuer Rohstoffpotenziale aus Abfallströmen. In: Thomé-Kozmiensky KJ, Goldmann, D (eds) Recycling und Rohstoffe, Vol 2. Neuruppin
12. Günter Dehoust G, Küppers P, Bringezu S, Wilts H (2010) Erarbeitung der wissenschaftlichen grundlagen für die erstellung eines bundesweiten abfallvermeidungs programms. UBA-Texte Nr. 59/2010, Dessau
13. Hofmeister S (1998) Von der Abfallwirtschaft zur ökologischen Stoffwirtschaft Wege zu einer Ökonomie der Reproduktion. Westdt Verl, Opladen
14. Huber J (2000) Industrielle Ökologie Konsistenz, Effizienz und Suffizienz in zyklusanalytischer Betrachtung. In: Kreibich R, Simonis UE (eds) Global change. Verlag Arno Spitz, Berlin, pp 109–126
15. Hughes TP (1989) The evolution of large technological systems. In: Bijker WE, Hughes TP, Pinch T (eds) The social construction of technological systems. New directions in the sociology and history of technology. MIT Press, Cambridge, pp 51–82

16. IFEU (2007) Beispielhafte Darstellung einer vollständigen, hochwertigen Verwertung in einer MVA unter besonderer Berücksichtigung der Klimarelevanz. Heidelberg
17. Kemp R, Schot J, Hoogma R (1998) Regime shifts to sustainability through processes of niche formation: the approach of strategic niche management. Technol Anal Strateg Manag 10(2):75–195
18. Konrad K, Voß J-P, Truffer B, Bauknecht D (2004) Transformationsprozesse in netzgebundenen versorgungssystemen. Ein integratives analysekonzept auf basis der theorie technologischer transitionen. CIRUS/EAWAG und Öko-Institut
19. Kopytziok N (2009) Das Ganze im Blick behalten. Müllmagazin 2:24–29
20. Kranert M, Cord-Landwehr K (eds) (2010) Einführung in die Abfallwirtschaft. Vieweg and Teubner, Wiesbaden
21. LaDou J et al (2007) Export of electronics equipment waste. Int J Occup Environ Health 14:1–10
22. Lamping W (1998) Kommunale Abfallpolitik. Ökologischer Strukturwandel und politisches Lernen. Dissertationsschrift an der Fakultät für Geistes- und Sozialwissenschaften der Universität Hannover, Hannover
23. Lucas R, Wilts H (2009) Roadmap–towards a more efficient recycling of PGM from catalytic converters on an international level. Wuppertal
24. Luks Fred (2005) Innovationen Wachstum und Nachhaltigkeit Eine ökologisch-ökonomische Betrachtung. In: Rennings K (ed) Innovationen und Nachhaltigkeit. Metropolis Verl, Marburg, pp 41–62 (Jahrbuch ökologische Ökonomik, 4)
25. Meadows DH (1974) The limits to growth. A report for the club of Rome's project on the predicament of mankind, 2nd edn. Universe Books, New York
26. NABU (2009) Müllverbrennung in Deutschland wächst unkontrolliert–recycling ist gefährdet. Müllimport wird attraktiver, Berlin
27. Park J (2004) Von der Müllkippe zur Abfallwirtschaft–Die entwicklung der hausmüllentsorgung in Berlin (West) von 1945 bis 1990. TU Berlin, Berlin
28. Rahmeyer F (2004) Abfallwirtschaft zwischen Entsorgungsnotstand und Überkapazitäten. Volkswirtschaftliche Diskussionsreihe, Beitrag Nr. 266, Augsburg
29. Sander K,Schilling S (2010) Optimierung der Steuerung und Kontrolle grenzüberschreitender Stoffströme bei Elektroaltgeräten/Elektroschrott. UBA-Texte Nr. 11/2010, Dessau
30. Saurat M, Bringezu St (2008) Platinum group metal flows of Europe–Part I. Global supply, use in industries and the shift of environmental impacts. J Ind Ecol 12(5–6):754–767
31. Schenkel W (2003) Zur Geschichte der Abfallwirtschaft in Deutschland. Müll und Abfall 35(12):620–625
32. Schütz H, Moll, Bringezu S (2003) Globalisation and the Shifting of Environmental Burdens: Material Trade Flows of the European Union. Wuppertal Paper Nr. 134, Wuppertal
33. Shinkuma T, Minh Huong NT (2008) The flow of E-waste material in the Asian region and a reconsideration of international trade policies on E-waste. Environ Impact Assess Rev 29(1):25–31
34. Smith A, Voß J-P, J Grin (2010) Innovation studies and sustainability transitions: the allure of the multi-level perspective and its challenge. Res Policy 39:435–448
35. UNU (2008) Review of Directive 2002/96 on Waste Eletrical and Electronic Equipment. Final Report, Bonn
36. Vondracek HJ (1985): Informationsstrategien zur Förderung von Kompostierungsaktivitäten in Berlin. In: ANS Info-Band Heft 7, Berlin

国际视野　科技前沿

国际环境工程先进技术译丛

传播国际最新技术成果　搭建环境工程技术平台

《废弃物能源化——发展和变迁经济中机遇与挑战》

《紫外光在水和废水处理中的应用》

《环境有机化学反应机理》



定价：88.00元

上架指导　工业技术／废弃物处理与综合利用

ISBN 978-7-111-47827-0